

RAQUEL ANDRADE

**ADSORÇÃO DE PRODUTOS DE DEGRADAÇÃO DO DISSULFOTON
POR FRAÇÕES DE SOLO ASSOCIADAS A UM MATERIAL
ORGÂNICO**

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
AGOSTO - 2000

RAQUEL ANDRADE

**ADSORÇÃO DE PRODUTOS DE DEGRADAÇÃO DO DISSULFOTON
POR FRAÇÕES DE SOLO ASSOCIADAS A UM MATERIAL
ORGÂNICO**

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: 14 de fevereiro de 2000.

Prof. Laércio Zambolim
(Conselheiro)

Prof. José Humberto de Queiroz
(Conselheiro)

Prof. Efrain Lázaro Reis

Prof^a Susanne Rath

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

A Deus.

Aos meus pais, Marta e David.

Às minhas irmãs, Renata, Rinnara e Rossana.

Ao Guilherme.

Por todo amor, apoio e compreensão.

AGRADECIMENTO

À Universidade Federal de Viçosa, em especial ao Departamento de Química, pela oportunidade concedida.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio financeiro.

À professora Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz, com quem tive o privilégio de conviver, pela excelente orientação e pelo carinho. Ficam expressos o meu mais profundo agradecimento e minha admiração por sua confiança e, principalmente, por sua amizade.

Ao professor Antônio Augusto Neves, pela valiosa colaboração, disponibilidade, competência, amizade e convivência.

Aos professores José Humberto de Queiroz e Laércio Zambolim, pela contribuição como conselheiros.

Aos professores Efrain Lázaro Reis e Susanne Rath, pela participação na banca examinadora e pela contribuição para a melhoria do trabalho.

À minha mãe, ao Aquino e às minhas irmãs, pela força, pelo estímulo e pelo carinho.

Ao Guilherme, pela companhia, pelo apoio, pelo incentivo, pela amizade sincera e pelo carinho em todos os momentos.

Aos colegas de laboratório, Alexandre, Nilva, Ana Maria, Araceli e Anízio, pela amizade e convivência alegre.

Às amigas de república, Débora, Cristina, Iracema e Karine, pela amizade, pela convivência, pelo estímulo e pelo carinho em todos os momentos.

A todas as pessoas que, de alguma maneira, contribuíram para que este trabalho se realizasse.

Enfim, a vocês que me levaram a conquistar este ideal, muito obrigada. Esta vitória, seguramente, não é só minha....

BIOGRAFIA

RAQUEL ANDRADE, filha de David Andrade e Maria Andrade, nasceu em Governador Valadares-MG, no dia 19 de outubro de 1973.

Em 1992, ingressou no Curso de Química Industrial da Universidade do Vale do Rio Doce, diplomando-se em dezembro de 1996.

Em agosto de 1997, iniciou o Programa de Mestrado em Agroquímica, na Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, defendendo tese em fevereiro de 2000.

CONTEÚDO

	Página
EXTRATO	x
ABSTRACT	xii
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1. Considerações gerais	4
2.2. Comportamento dos agrotóxicos no solo	7
2.2.1. Persistência e degradação	7
2.2.2. Lixiviação	12
2.2.3. Adsorção	13
2.2.3.1. Adsorção pela matéria orgânica	16
2.2.3.2. Adsorção pelos óxidos de ferro amorfos	18
2.3. Isotermas de adsorção	20
2.4. Métodos de avaliação de resíduos de agrotóxicos	23
3. MATERIAL E MÉTODOS	26
3.1. Coleta e tratamento inicial da amostra de solo	26
3.2. Caracterização química do solo	26

	Página
3.3. Caracterização física do solo	27
3.3.1. Análise textural	27
3.3.2. Determinação do equivalente de umidade	27
3.3.3. Determinação da capacidade de campo	28
3.4. Caracterização mineralógica do solo	28
3.5. Determinação do material orgânico	28
3.5.1. Determinação do teor de matéria orgânica total e carbono orgânico total do material orgânico	29
3.6. Tratamentos preliminares da amostra para o estudo da adsorção ..	30
3.6.1. Remoção da matéria orgânica do solo	30
3.6.2. Remoção de óxidos de ferro amorfos do solo sem matéria orgânica	30
3.6.3. Tratamento do solo com diferentes proporções de um material orgânico seco	31
3.7. Matrizes em estudo	31
3.8. Preparo da solução-padrão do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado	32
3.9. Análise cromatográfica	32
3.9.1. Otimização das condições de análise dos produtos finais de degradação do dissulfoton	32
3.9.2. Limite de detecção do FID para os produtos finais de degradação do dissulfoton	33
3.9.3. Linearidade de resposta do detector	33
3.10. Estudo de adsorção	33
3.10.1. Otimização da técnica de extração	34
3.10.2. Determinação do tempo de equilíbrio	35
3.10.3. Determinação da faixa de concentração do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado no estudo da adsorção ...	35
3.11. Estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado	36
3.11.1. Estudo da ocorrência de competitividade na adsorção entre o dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado	36

	Página
3.12. Análise e quantificação do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado	37
3.12.1. Quantificação do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado	37
3.13. Isoterma de Freundlich	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
4.1. Caracterização química do solo	39
4.2. Caracterização física do solo	40
4.2.1. Textura	40
4.2.2. Equivalente de umidade e capacidade de campo	41
4.3. Caracterização mineralógica do solo	41
4.4. Teor de matéria orgânica total e carbono orgânico total do MOS ..	41
4.5. Análise cromatográfica dos produtos de degradação do dissulfoton .	41
4.5.1. Limite de detecção	43
4.5.2. Linearidade de resposta	44
4.6. Estudo de adsorção	44
4.6.1. Extração do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado ..	44
4.6.2. Tempo de equilíbrio	47
4.6.3. Faixa de concentração dos produtos de degradação do dissulfoton	48
4.7. Estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado pela isoterma de Freundlich	49
4.7.1. Efeito da remoção da matéria orgânica e dos óxidos de ferro amorfos da amostra de solo na adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado	50
4.7.2. Efeito do material orgânico seco no estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado	54
4.7.3. Efeito do tempo de incubação na adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado pelas matrizes	59
4.7.4. Avaliação simultânea do efeito da porcentagem de material orgânico seco e do tempo de incubação no estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado	62

	Página
4.7.4.1. Solo coletado no campo (SCC)	62
4.7.4.2. Solo sem matéria orgânica (SMO)	64
4.7.4.3. Solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA)	68
5. RESUMO E CONCLUSÕES	72
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
APÊNDICE	83

EXTRATO

ANDRADE, Raquel. M.S., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2000.
Adsorção de produtos de degradação do dissulfoton por frações de solo associadas a um material orgânico. Orientadora: Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz. Conselheiros: Laércio Zambolim e José Humberto de Queiroz

O objetivo deste trabalho foi estudar o processo de adsorção dos produtos finais de degradação do dissulfoton, dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, em um Latossolo Vermelho-Amarelo associado a um material orgânico seco, bem como a influência das frações minerais e orgânicas nesse processo. Para isto, foram removidos a matéria orgânica e os óxidos de ferro amorfos da matriz estudada. Testes preliminares foram realizados, a fim de obter as condições adequadas para o estudo em questão. Os produtos finais de degradação do dissulfoton foram extraídos por meio do uso do diclorometano como solvente extrator, uma vez que com este solvente o rendimento de extração foi acima de 91%. O tempo de equilíbrio determinado foi de 24 horas, tempo necessário para atingir o equilíbrio entre os produtos estudados e a matriz. A faixa de concentração selecionada para o estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado foi de 2 a 60 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Os produtos extraídos foram analisados por cromatografia gasosa, utilizando um detector de ionização em

chama (FID). O estudo da adsorção dos produtos finais de degradação do dissulfoton foi analisado por meio de um tratamento matemático dos dados, pela equação de Freundlich, mediante o uso dos coeficientes K_f (capacidade de adsorção) e $1/n$ (linearidade da isoterma). O material orgânico seco foi adicionado às matrizes de solo (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%, e incubado por 0, 60 e 120 dias. Os resultados mostraram que há participação efetiva de todas as frações do solo no processo adsorptivo dos produtos em estudo. A retirada da matéria orgânica e dos óxidos de ferro amorfos da matriz de solo coletado no campo causou diminuição na capacidade de adsorção dessa matriz, para os dois metabólitos do dissulfoton. O aumento do teor de carbono orgânico e o tempo de incubação também influenciaram a adsorção desses produtos, aumentando a capacidade adsorptiva do solo. Observou-se que não ocorreu competitividade entre o dissulfoton sulfona e o seu análogo oxigenado, pelos mesmos sítios de adsorção. A diferença na capacidade adsorptiva de cada um está relacionada com a diferença de polaridade existente entre os dois metabólitos.

ABSTRACT

ANDRADE, Raquel, M.S., Universidade Federal de Viçosa, August 2000.
Adsorption of disulfoton degradation ending products as affected by soil fractions combined with a dry organic material. Adviser: Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz. Committee Members: Laércio Zambolim and José Humberto de Queiroz.

The objective of this work was to study the process of adsorption of disulfoton degradation ending products, sulfon disulfoton and the oxygenated analogous of sulfon disulfoton on a Red-Yellow Latosol combined with a dry organic material as well as to study the effect of the mineral and organic fractions on this process. Following the removal of organic matter and amorphous iron oxides from the matrix studied, preliminary tests were carried out to obtain adequate conditions for the assay. The disulfoton degradation ending products were extracted using dichloro methane as solvent, since extraction yield with this solvent was above 91%. The equilibrium time determined was 24 h, necessary to reach equilibrium between the products analyzed and the matrix. The concentration range selected for the study of the adsorption of sulfon disulfoton and its oxygenated analogous was from 2 to 60 $\mu\text{g mL}^{-1}$. The products extracted were analyzed by gas chromatography, using a flame ionization detector (FID). The data were mathematically analyzed by the Freundlich equation through the

coefficients K_f (adsorption capacity) and $1/n$ (isotherm linearity). The dry organic material was added to the soil matrices (field collected soil, soil without organic matter and soil without organic matter and amorphous iron oxides) at 0, 5, 15 and 30% and incubated for 0, 60 and 120 days. The results showed that soil fractions participate actively in the adsorptive process of the product under study. The removal of organic matter and amorphous iron oxide from the soil matrix collected in the field caused a decrease in this matrix adsorption capacity for the two disulfoton metabolites. The increase of organic carbon and the time of incubation also affected the adsorption of these products increasing the adsorptive capacity of the soil. Competitiveness between sulfon disulfoton and its oxygenated analogous did not occur on the same sites of adsorption. The difference in the adsorptive capacity of each one is related to the difference of polarity between the two metabolites.

1. INTRODUÇÃO

Durante a 1ª Guerra Mundial, começou a ser desenvolvida uma classe de compostos químicos que, mais tarde, durante a 2ª Guerra, passou a ser usada como arma química. Com o fim da guerra, esses produtos passaram a ser utilizados como “defensivos agrícolas”, promovendo grande desenvolvimento nas indústrias de agroquímicos.

O aumento populacional e o desenvolvimento tecnológico do pós-guerra levaram à chamada “revolução verde”, que tinha como objetivo principal promover o desenvolvimento da agricultura, com a maior produção de grãos.

No Brasil, a revolução verde surgiu em meados da década de 60, com a implantação de indústrias de agroquímicos e o financiamento, por parte do governo, de insumos agrícolas.

Essa política de fortalecimento da indústria de agrotóxicos e de financiamento levou a um consumo excessivo desses produtos, que passaram a ser utilizados de modo indiscriminado. O mau uso dos agrotóxicos leva ao aparecimento de pragas resistentes, surgindo a necessidade de utilizar doses mais elevadas ou de empregar novos produtos para seu controle. A falta de rigidez no controle da produção, da comercialização e do emprego de produtos químicos nas culturas e, também, o despreparo dos agricultores sobre sua utilização têm

acarretado impactos no ambiente, com conseqüentes problemas para os agricultores e consumidores.

Casos agudos de intoxicação por agrotóxicos são freqüentemente observados e relatados, principalmente nos trabalhadores rurais. Por outro lado, os resíduos liberados no ambiente ou remanescentes nas culturas são progressivamente transferidos para os alimentos e para o homem. Esta exposição contínua, por longos períodos, mesmo em níveis relativamente baixos, pode afetar a saúde humana.

Os agrotóxicos são geralmente pulverizados sobre as plantas, no entanto, alguns são aplicados diretamente no solo, como os herbicidas e certos inseticidas e fungicidas granulados sistêmicos. Quando aplicados no solo, os agrotóxicos podem se movimentar de acordo com o movimento da água, e seu comportamento depende de vários fatores, como estrutura química do solo, tipo de formulação, tipo de cultura, presença de microrganismos no solo, tipo de solo e teor e qualidade da matéria orgânica.

No solo, os agrotóxicos apresentam comportamento complexo, que é resultante de numerosas interações com os constituintes de suas diferentes frações, podendo sofrer adsorção, lixiviação, degradação, volatilização ou decomposição.

O conhecimento dos processos de interação entre os produtos aplicados e o solo é de grande importância prática, tanto do ponto de vista dos aspectos econômicos como da proteção ambiental. A correta aplicação de tais produtos deve levar em conta esses dois fatores, o que significa aplicar produtos específicos em doses recomendadas e de maior eficiência, com o mínimo risco de poluição ambiental.

Atualmente, inseticidas organofosforados sistêmicos, em especial o dissulfoton [O,O-dietil-S-2-(etiltio)-etil fosforoditioato], têm sido amplamente empregados no controle de pragas do cafeeiro, como o bicho-mineiro (*Leucoptera coffeella*) Guér.-Ménev. 1842 (Lepidoptea: Lyonetiidae). Quando aplicado no solo, o dissulfoton é metabolizado por microrganismos, dando

origem a sulfóxidos e sulfonas, que são produtos tão tóxicos quanto o produto de origem e que devem ser considerados quando se pretende avaliar seu comportamento no solo. O dissulfoton foi usado na região de Manhuaçu-MG, em doses indiscriminadas, até o ano de 1998, o que provocou vários problemas de intoxicação em agricultores.

Considerando a grande utilização desse produto na região de Viçosa e a possibilidade de contaminação do ambiente por essa formulação, o presente trabalho teve como objetivo estudar o comportamento dos produtos finais de degradação do dissulfoton (dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado) diante da adsorção destes pela fração mineral e pela matéria orgânica do solo, bem como os seus comportamentos diante de um produto orgânico seco de uso comum na agricultura. Para isto, foram realizados experimentos com amostras de solo coletado no campo, solo sem matéria orgânica, solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos e com estas frações associadas a um material orgânico seco.

A análise dos extratos que continham os produtos foi feita por cromatografia gasosa, utilizando-se um detector por ionização em chama.

O estudo da adsorção dos produtos finais de degradação do dissulfoton foi avaliado por meio de tratamento matemático dos dados, pela equação de Freundlich.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Considerações gerais

Os pesticidas ou agrotóxicos são substâncias químicas destinadas ao controle de pragas, doenças e plantas daninhas, sendo classificados, quanto à natureza química, em organoclorados, organofosforados, carbamatos e piretróides (PEREIRA, 1986).

O progresso dos agrotóxicos organofosforados se deu, principalmente, com os trabalhos pioneiros de Gerhard Schrader, da “Farbenfabriken Bayer”, iniciados na Alemanha por volta de 1934. Desde a publicação de seus trabalhos, em 1947, milhares de compostos organofosforados têm sido estudados, a exemplo do malation, EPN e diazuron (MARICONI, 1985).

Os organofosforados são derivados do ácido fosfórico, e em diferentes combinações com elementos como oxigênio, carbono, enxofre e nitrogênio formam uma grande classe de inseticidas (WARE, 1994). Quanto ao modo de translocação, são divididos em sistêmicos e não-sistêmicos. Os sistêmicos são aqueles que quando aplicados ao solo são absorvidos pelas raízes na solução do solo e translocados com a seiva para as várias regiões das plantas. São tóxicos, interferindo no mecanismo normal da transmissão dos impulsos nervosos dos

insetos, uma vez que inibem a síntese da acetilcolinesterase (MARICONI, 1985).

Em 1985, os organofosforados representaram cerca de 35,5% do mercado mundial de inseticidas (WARE, 1994), sendo até hoje bastante utilizados por apresentar vantagens em relação às demais classes. Em sua maioria, têm caráter hidrofílico, sendo rapidamente metabolizados quando absorvidos por via dermal e oral, não se acumulando nos tecidos adiposos e sendo prontamente eliminados pelas fezes e pela urina (MOREIRA, 1995); porém, deve ser dada atenção à sua alta toxicidade (PIFFER, 1989).

Tem sido relatado, em vários estudos, que os inseticidas organofosforados, utilizados de maneira indiscriminada, têm causado impactos ambientais tanto no Brasil quanto em países desenvolvidos. Além de estes produtos serem usados na proteção de culturas em crescimento, têm sido utilizados também em produtos estocados, aumentando a utilização dessa classe de inseticidas.

No Brasil, foram divulgados, recentemente, casos de mortes por intoxicação por organofosforados, ocorridas em uma das maiores regiões cafeeiras do país, a Zona da Mata de Minas Gerais (PERES e PEREIRA, 1998).

O cafeeiro é suscetível a várias pragas, que se não devidamente controladas ocasionam grandes prejuízos à cafeicultura. Algumas pragas vêm sendo bastante estudadas, como é o caso do bicho-mineiro-do-café (*Leucoptera coffeella*) Guér.-Ménev. 1842 (Lepidoptea: Lyonetiidae) (SOUZA et al., 1998), de origem africana, encontrado no Estado do Rio de Janeiro desde 1850 e que hoje está disseminado por todas as regiões cafeeiras do país, principalmente em Minas Gerais (GERCA, 1979; RIGITANO et al., 1993).

Um inseticida organofosforado sistêmico que vem sendo utilizado principalmente para controle do bicho-mineiro (*Leucoptera coffeella*), considerada a principal praga do cafeeiro em algumas regiões de Minas Gerais, é o dissulfoton (RIGITANO et al., 1993).

O dissulfoton, também chamado de Disyston, Thiodemeton ou Dithiosystox, foi descoberto por G. Schrader, na Alemanha, e sua comercialização foi feita pela Bayer, a partir 1956 (MARICONI, 1985).

O dissulfoton, ou O,O-dietil-S-2-(etiltio)-etil-fosforoditioato, tem a seguinte fórmula estrutural:

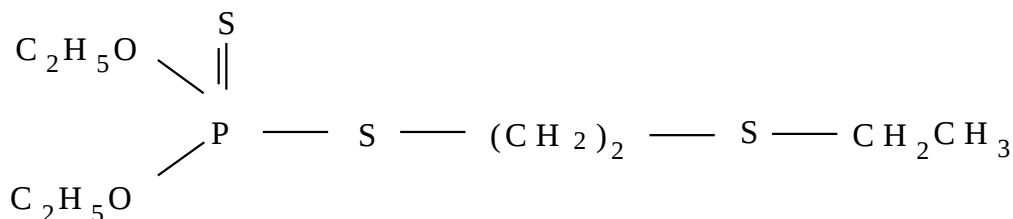


Figura 1- Fórmula estrutural do dissulfoton.

O dissulfoton, quando puro, apresenta-se como um óleo incolor, de odor característico, massa molar $274,4 \text{ g mol}^{-1}$, ponto de ebulição 128°C e solubilidade em água 12 mg L^{-1} , sendo mais solúvel em solventes orgânicos. É classificado, quanto à sua toxicidade, como extremamente tóxico (MARTIN e WORTHING, 1968).

Sua eficiência no controle de pragas depende da época do ano em que é aplicado, pois a quantidade de chuva, a umidade no solo e a época em que a praga ocorre na planta são fatores que interferem diretamente no seu modo de ação (WANJALA, 1976).

O dissulfoton vem sendo aplicado ao solo, associado a um fungicida sistêmico do grupo dos triazóis, chamado triadimenol, em formulação granulada, com o objetivo de realizar, além do controle do bicho-mineiro, o controle da ferrugem-do-cafeeiro (*Hemileia vastatrix*) Berk. et Br. (ACUÑA, 1996). Também, é usado em várias outras culturas além do café, como abacaxi, algodão, amendoim, arroz, batata, cebola, feijão, fumo, melancia, melão, sorgo e tomate (CLIVE, 1995).

2.2. Comportamento dos agrotóxicos no solo

O comportamento dos agrotóxicos no solo é complexo, podendo eles interagir com as fases sólida, aquosa e gasosa do solo. O conhecimento desse comportamento é bastante importante, tanto em termos de eficiência do produto, como em termos de sua persistência no solo, pois os agrotóxicos podem sofrer adsorção, lixiviação e degradação no solo, por meio de processos físicos (volatilização e fotodecomposição), químicos e biológicos (VELMINI, 1992).

O comportamento de agrotóxicos no solo é dependente de três fatores principais, que devem ser considerados quando se estuda a interação desses compostos no solo: as propriedades físico-químicas dos solos e dos agrotóxicos e os fatores ambientais que podem alterar as interações entre eles (GERSTL e MINGELGRIN, 1984).

As propriedades do solo consideradas importantes em estudos do comportamento de agrotóxicos no solo são: capacidade de troca catiônica, pH, teor de umidade, conteúdo e qualidade da matéria orgânica etc. Essas propriedades são variáveis de acordo com as diferentes classes de solo (KOSKINEN e HARPER, 1990).

O tamanho da molécula, o grau de acidez ou basicidade e a natureza dos grupos funcionais são algumas das propriedades físico-químicas dos agrotóxicos que estão relacionadas com sua interação com o solo, podendo esta interação ser ainda influenciada por fatores climáticos (TAVARES et al., 1996; PIFFER, 1989).

2.2.1. Persistência e degradação

De acordo com MUSUMECI (1992), a duração do efeito de um agrotóxico e sua permanência no ambiente estabelecem a persistência do composto. A persistência de um agrotóxico no solo depende principalmente das suas propriedades químicas, das condições ambientais e das interações sistema

solo-água: adsorção, lixiviação, decomposição e volatilização, como também do modo, da época de aplicação e da remoção das culturas.

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

O DDT, um inseticida organoclorado, de uso controlado pela legislação, ainda é freqüentemente encontrado no ambiente, pois apresenta uma estrutura química que, pela posição dos grupos clorados na molécula, confere uma grande estabilidade ao composto. Em solos de região temperada, o DDT tem uma meia-vida de cerca de três anos, e após dez anos, aproximadamente, de 5 a 10% do produto ainda permanece no solo (MUSUMECI, 1992).

A persistência de um determinado agrotóxico no solo é extremamente variável, existindo produtos que degradam em apenas alguns dias, enquanto outros persistem no solo por vários meses ou anos (PIRES, 1994).

O termo degradação tem sido muito utilizado para descrever as transformações, de todo tipo, ocorridas com agrotóxicos. Essas transformações incluem aquelas que dão origem a produtos mais tóxicos que o composto inicial, aquelas que resultam em sua inativação, assim como aquelas responsáveis pela completa mineralização até CO_2 , H_2O , NO_3 etc. (MUSUMECI, 1992).

A degradação microbiana apresenta-se como o fator decisivo no comportamento e destino dos agrotóxicos no solo. Se um composto químico é persistente, de duração temporária, ativado ou desativado, ou se vier a constituir um problema residual, tudo isto depende muito de sua metabolização pelos microrganismos do solo.

Comparados aos organoclorados, os inseticidas organofosforados são bem menos persistentes no solo, sendo a meia-vida desses compostos expressa em semanas ou até mesmo horas, porém, dependendo do pH, da temperatura, do teor de matéria orgânica e de outros fatores, esses compostos podem se degradar

em compostos mais persistentes e mais tóxicos que o produto inicial (SOCCOL et al., 1995).

Embora a persistência dos organofosforados seja curta, há uma grande preocupação com relação aos seus metabólitos, principalmente os derivados do grupo oxon, dos inseticidas tiofosforados, que são inibidores da enzima acetilcolinesterase (LACORTE et al., 1995).

Em estudos feitos por BLANCO (1979), comparando o poder residual de alguns herbicidas e inseticidas num solo do Estado de São Paulo, foi observado que o poder residual de herbicidas do grupo das uréias foi menor que aquele de inseticidas organoclorados, e dentre os agrotóxicos estudados os inseticidas organofosforados foram os que apresentaram o menor poder residual.

RIGITANO e BARBOSA (1994), em experimentos realizados para verificar a degradação do inseticida-nematicida aldicarbe em vários tipos de solos, observaram que a taxa de degradação desse inseticida varia em função da classe e do horizonte do solo, com valores de meia-vida entre 65 e 281 dias.

HARRIS et al. (1988) estudaram a persistência de sete inseticidas granulados e observaram que a persistência dos produtos variava no decorrer dos anos, devido à diferença na estrutura dos compostos, à degradação dos produtos e a outros fatores. A persistência de clorpirifós, terbufós e forate foi relativamente constante durante três anos. O dissulfoton e o fonofós tiveram comportamento variável durante o estudo, porém os que mais variaram foram o isofenphos e o carbofuran.

O dissulfoton está classificado, quanto à sua persistência, em pouco residual ou rapidamente decomposto, pois perde sua atividade no solo dentro de duas ou quatro semanas, o que não significa que tenha sido completamente inativado dentro desse período, pois seus produtos de oxidação, como o dissulfoton sulfona, persistem por mais que 64 dias (ETO, 1974). HARRIS et al. (1988) classificaram o dissulfoton como relativamente persistente.

De acordo com RIGITANO (1996), é importante mencionar que os inseticidas que apresentam a função tio-éter ($R_1 - S - R_2$), como aldicarbe,

dissulfoton, forate, vamidothion e outros, são oxidados no solo e nas plantas, resultando nas formas sulfóxido ($R_1 - SO - R_2$) e sulfona ($R_1 - SO_2 - R_2$). Essa oxidação, normalmente, aumenta a toxicidade do composto e também seu potencial de lixiviação, uma vez que a forma sulfóxido é muito mais polar que o composto original.

THORNTON e ANDERSON (1968), IBRAHIM et. al. (1969), SZETO et al. (1983) e ANDRÉA (1986) sugerem que a rota de degradação do dissulfoton no solo é feita pela oxidação do composto de origem a sulfóxido e sulfona, seguida da degradação destes intermediários, conforme a Figura 2. Os autores ressaltam ainda que os sulfóxidos e as sulfonas são tóxicos e devem ser considerados quando realmente se pretende avaliar a toxicidade ou o perigo potencial.

O dissulfoton é inicialmente convertido em dissulfoton sulfóxido e depois em dissulfoton sulfona e em seu análogo oxigenado, de acordo com THORNTON e ANDERSON (1968), que estudaram resíduos de dissulfoton em folhas de algodoeiro e encontraram-no na forma de sulfona. Ainda segundo os autores, as sulfonas são mais estáveis, menos voláteis e respondem bem a detectores termiônicos.

A oxidação do dissulfoton no solo ocorre por ação de microrganismos ali presentes. Em solos esterilizados, observa-se maior estabilidade do dissulfoton (TAKASE et al., 1972). Nesses estudos, os autores observaram que o dissulfoton nos solos esterilizados é estável, sendo 90% da dose aplicada recuperada após 28 dias. GRAHAM-BRYCE (1967) verificou que em apenas 16 horas após a aplicação de dissulfoton no solo já havia degradação microbiana, pois em solos não-esterilizados recuperou-se entre 10 e 18% do produto a menos que nos solos esterilizados.

LACORTE et al. (1995) estudaram a degradação de dez inseticidas organofosforados e seus produtos de degradação em água. O dissulfoton, um dos produtos estudados, não foi detectado nas amostras de água, degradando-se em apenas uma semana em sulfóxido e sulfona, os quais tiveram meia-vida

variando entre sete e doze dias. Os compostos foram detectados por cromatografia gasosa, utilizando-se detector específico para nitrogênio e fósforo (CG-NPD), e confirmados por cromatografia gasosa acoplada a um espectrômetro de massa (CG-IE-EM).

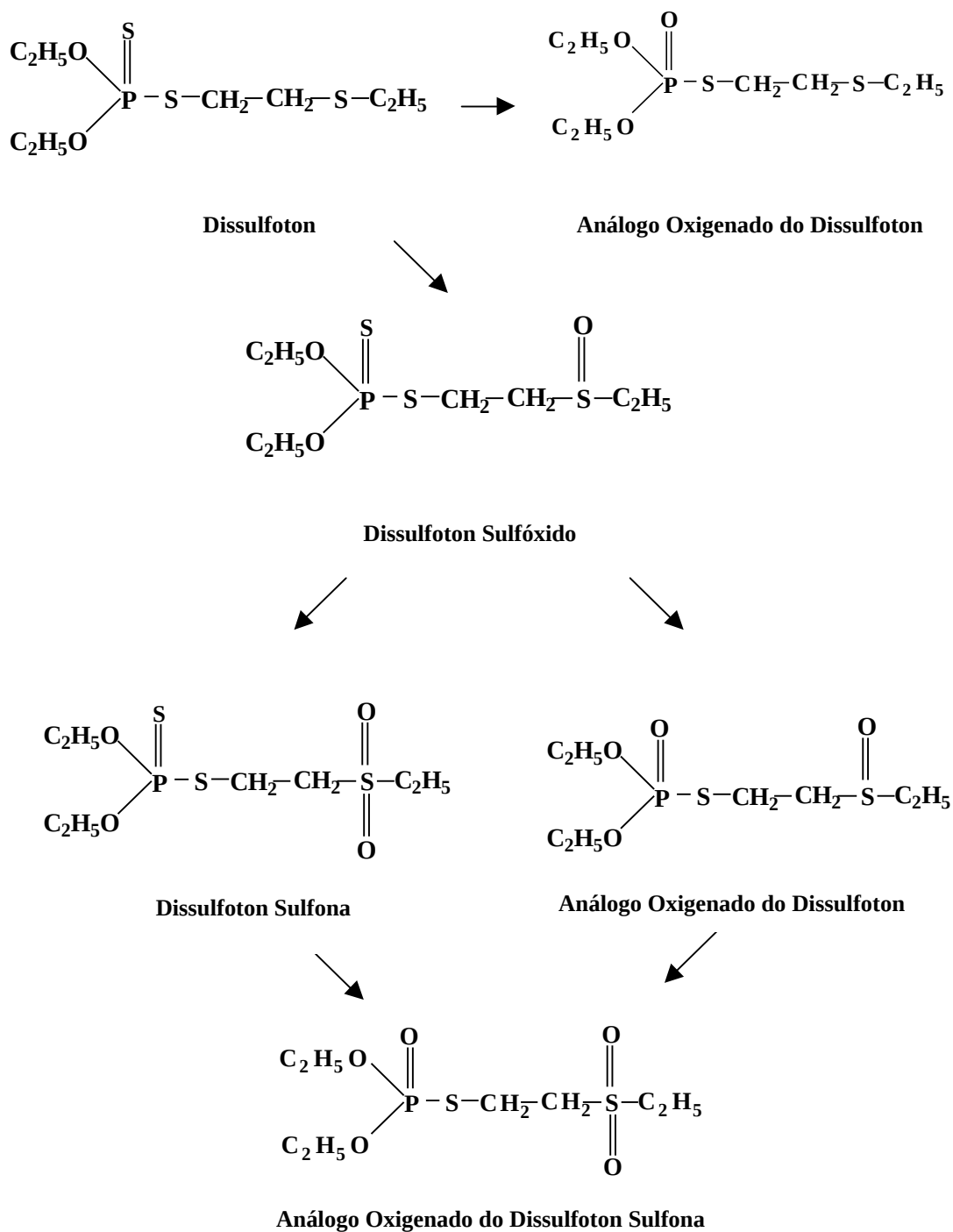


Figura 2 - Rota de degradação do dissulfoton.

2.2.2. Lixiviação

O potencial de contaminação do lençol freático por um composto orgânico, tal como um agrotóxico, depende de sua mobilidade. As avaliações da

mobilidade de um agrotóxico podem envolver aproximações diretas ou indiretas. A avaliação direta envolve a aplicação desses compostos no campo ou em colunas de solo, a coleta de amostra no perfil do solo e a sua análise por meio de rotinas analíticas. As estimativas indiretas baseiam-se na medida de um parâmetro indicador, usado para estimar o grau de lixiviação, como é o caso do coeficiente de partição (K_d) e o coeficiente de partição normalizado para o teor de carbono do solo (K_{co}) (HAQUE e FREED, 1975).

A sorção é um dos principais processos que regulam a lixiviação de agrotóxicos no solo (RIGITANO, 1996). A maioria dos agrotóxicos é muito pouco volátil, portanto o movimento desses compostos no solo é governado, principalmente, pelo movimento da água no solo e pelo grau de sorção do agrotóxico nas partículas do solo (BRIGGS, 1984).

De um lado, a lixiviação aumenta a eficiência de certos produtos, fato este observado para os herbicidas, que podem, por meio da lixiviação, ser movidos da superfície do solo para o local onde estão localizadas as sementes das plantas daninhas. Por outro lado, quando há mobilidade excessiva, pode promover o contato do agrotóxico com as sementes da cultura, provocando-lhes fitotoxicidade (VELMINI, 1992), ou, ainda, atingir o lençol freático.

As propriedades do solo que mais influenciam o processo de lixiviação dos agrotóxicos são: o conteúdo e o tipo de matéria orgânica, a composição e a distribuição do tamanho das partículas do solo, o pH, a densidade aparente e o tamanho e a distribuição dos poros. Para os agrotóxicos de elevada capacidade adsorbtiva, o conteúdo de matéria orgânica é geralmente o fator mais importante, pois quanto mais alto, menor a lixiviação (ARIENZO et al., 1994). Em decorrência da grande variabilidade das características físicas, químicas e biológicas dos solos, a natureza e a intensidade dos processos de lixiviação dos agrotóxicos também são diferentes.

A importância da movimentação dos agrotóxicos no solo é demonstrada por uma variedade de estudos que envolvem a lixiviação e a percolação de agrotóxicos no solo (OLIVEIRA JR., 1998; PIFFER, 1989).

2.2.3. Adsorção

O termo adsorção é geralmente usado para se referir a um processo reversível, que envolve atração e retenção de uma substância química na superfície de uma partícula sólida. É difícil diferenciar os processos de adsorção, precipitação e absorção, tanto em termos do conceito quanto em termos da distinção entre os fenômenos. Na **adsorção**, há formação de camadas moleculares na superfície de uma partícula de solo; na **precipitação**, há formação de uma fase sólida sobre as superfícies sólidas; e na **absorção**, ocorre a penetração, sob forma molecular, de substâncias nas partículas de solo e microrganismos. Na prática, a adsorção é geralmente determinada apenas por meio do desaparecimento da substância química a partir da solução do solo; o termo adsorção é normalmente substituído por sorção, que se refere a um processo geral, sem distinção entre os processos específicos de adsorção, absorção e precipitação (KOSKINEN e HARPER, 1990).

A adsorção é um processo-chave para entender o comportamento dos agrotóxicos, pois está diretamente relacionada aos processos de transporte, absorção e bioatividade desses produtos no solo, influenciando diretamente sua disponibilidade para as plantas e também sua ação seletiva, pela interferência no seu deslocamento (BAILEY e WHITE, 1964).

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

A fase sólida é formada pelos componentes minerais e orgânicos, que apresentam maior interesse quando se encontram na fração coloidal. Em cada uma dessas fases e, principalmente, nas interfaces ocorrem interações que favorecem ou limitam a vida vegetal. Uma delas, a adsorção, ocorre em grande

parte devido à existência de cargas na superfície dos colóides (GIESIKING, 1975).

As cargas nos colóides podem ser geradas por imperfeições estruturais no interior do cristal, devido a substituições isomórficas, ou por pontos vagos, que resultam em cargas permanentes, que não são influenciadas pelo pH do meio. Além disto, a adsorção preferencial de certos íons na superfície das partículas dá origem às cargas variáveis, ou seja, aquelas influenciadas pelo pH do meio (GIESIKING, 1975). Os principais componentes responsáveis pelas cargas nos colóides são a matéria orgânica e os óxidos amorfos.

Com relação ao solo, as propriedades que mais influenciam seu comportamento como sistema adsorvente estão relacionadas com a área superficial de seus colóides, com sua configuração e magnitude e com a distribuição e a intensidade das cargas elétricas na superfície (BAILEY e WHITE, 1964).

A natureza complexa da matéria orgânica e dos argilominerais do solo e a variação química dos agrotóxicos orgânicos evidenciam que são acionados vários mecanismos de adsorção, freqüentemente em combinação. Esses mecanismos, para a maioria dos agrotóxicos, podem ser: fixação física, forças de van der Waals, pontes de hidrogênio, ligação iônica, complexação por meio de íons metálicos, ligação hidrofóbica, complexo de transferência de carga, interações eletrostáticas e ligações co-valentes (STEVENSON, 1982; KOSKINEN e HARPER, 1990).

VIEIRA et al. (1999), estudando a adsorção-dessorção do ácido 2, 4 diclorofenoxiacético (2,4 D), atribuíram sua baixa adsorção no solo ao fato de as cargas negativas dos colóides do solo repelirem o herbicida, uma vez que o 2,4 D, quando em solução aquosa, encontra-se na forma aniônica. Nestas condições, o herbicida não tem afinidade por superfícies negativas, como argilas, por exemplo.

Com relação ao caráter químico da molécula de agrotóxicos, BAILEY e WHITE (1964) relataram que as propriedades das moléculas que mais interferem

no processo de adsorção são a natureza do grupamento funcional que determina a polaridade, a natureza ácida, alcalina ou anfótera e a sua solubilidade em água.

Vários herbicidas foram estudados por OLIVEIRA JR. (1998). De modo geral, o autor verificou que os herbicidas ácidos fracos como dicamba, imazethapir, metisulfuron, nicosulfuron e sulfometuron apresentaram menor sorção, ao passo que os herbicidas bases fracas, como atrazina, hexazinona e simazina, e os não-iônicos, como alaclor, foram os mais sorvidos.

De acordo com BRIGGS (1981), o grau de sorção de um agrotóxico em um determinado solo pode ser expresso em termos do coeficiente de distribuição (K_d) do composto entre as partículas e a água do solo, quando estes se encontram em equilíbrio, devendo-se ressaltar que quanto menor o valor de K_d maior será sua mobilidade potencial.

Os agrotóxicos 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. BRIGGS (1981), medindo a sorção de mais de 70 compostos, em diferentes tipos de solo, chegou à conclusão que existe uma estreita correlação entre o valor de K_d , o teor de matéria orgânica do solo e a polaridade do agrotóxico, o que pode ser verificado pela equação:

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

em que K_{ow} é o coeficiente de partição do composto entre octanol e a água; e MO é matéria orgânica.

A vantagem dessa correlação é que é possível ter uma boa indicação da mobilidade potencial de um agrotóxico no solo, conhecendo-se apenas o valor de K_{wo} do composto e o teor de matéria orgânica do solo.

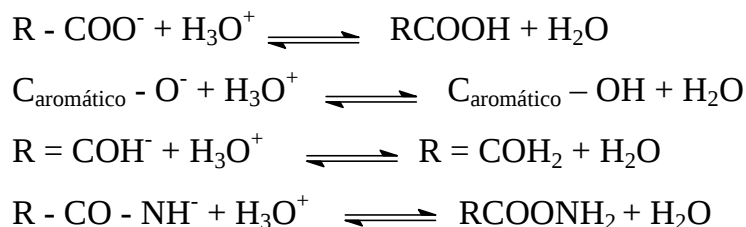
BRIGGS (1981) dimensionou a afinidade do dissulfoton por compostos lipofílicos, por meio da medida dos coeficientes de partição octanol/água, e verificou que o dissulfoton é um dos inseticidas com maior valor de K_d , o que

significa que a incorporação ou a possibilidade de adsorção de superfície torna-se mais fácil, pois quanto mais lipofílica for a molécula mais fácil é a incorporação.

2.2.3.1. Adsorção pela matéria orgânica

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

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



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

Os compostos adicionados ao solo, ou seja, agrotóxicos como herbicidas, fungicidas e inseticidas, e os produtos da decomposição dos resíduos orgânicos interagem com a matéria orgânica do solo. As substâncias húmicas presentes na fase sólida podem concentrar esses compostos e moléculas orgânicas na

superfície, por meio de mecanismos de adsorção, ou formar complexos solúveis, principalmente com os ácidos fúlvicos, que controlam 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 agrotóxicos não-polares do que os ácidos húmicos.

Diversas hipóteses têm sido estudadas para reduzir o potencial de lixiviação e contaminação da água e do ambiente por agrotóxicos. GUO et al. (1993) encontraram uma relação inversa entre K_d e a porcentagem do herbicida alaclor recuperado de colunas de solo, com e sem incorporação de fontes de resíduos orgânicos ricos em carbono, e sugeriram que a sorção seria o processo-chave que controla o movimento da molécula no solo. Os autores propuseram a incorporação de resíduos orgânicos ao solo como possível estratégia de manejo para reduzir a lixiviação, em função do aumento na sorção do alaclor. No campo, entretanto, o movimento de moléculas orgânicas num meio heterogêneo como o solo reflete a influência combinada do equilíbrio entre sorção e dessorção, teor de água no solo e atividade microbiana.

A sorção de vários agrotóxicos em solos do Estado de São Paulo foi estudada por LUCHINI et al. (1984), que verificaram que compostos organofosforados apresentaram índices maiores de adsorção com o aumento do conteúdo da matéria orgânica e argila, o que significa que em solos mais ricos em matéria orgânica e argila os organofosforados mais sorvidos se moveriam menos.

TAVARES et al. (1996), estudando a adsorção-dessorção da trifluralina em solo e em ácido húmico, obtiveram valores de coeficientes de adsorção que mostraram que ela é mais fortemente adsorvida no ácido húmico do que no solo. O fato de o coeficiente de dessorção no ácido húmico ser maior que o coeficiente no solo indica que quando a trifluralina é adsorvida na superfície do ácido húmico, dificilmente, ela será lixiviada para camadas inferiores, ou seja, haverá diminuição de sua mobilidade.

TAKASE e OYAMA (1985) concluíram que o dissulfoton, quando entra diretamente no ambiente aquático, é rapidamente adsorvido pelas partículas do solo e pela matéria orgânica, que podem estar presentes na água. Desta forma, raramente é encontrada quantidade apreciável de dissulfoton e seus produtos de degradação em peixes.

GRAHAM-BRYCE (1967), em estudos com o dissulfoton, verificou, após analisar 17 amostras de solos diferentes, que além de a degradação por microrganismos ter ocorrido em curto espaço de tempo o dissulfoton foi moderadamente adsorvido pelos solos e a adsorção foi proporcional ao conteúdo de matéria orgânica.

2.2.3.2. Adsorção pelos óxidos de ferro amorfos

A fração mineral do solo é constituída por uma mistura de minerais, e suas espécies individuais variam consideravelmente de acordo com o grau de cristalinidade e a natureza das substituições iônicas na formação cristalina. Essas características variam com a natureza mineralógica, devendo-se ressaltar que diferentes tipos de argila possuem diferentes propriedades superficiais e, portanto, propriedades adsortivas distintas (CALVET, 1980).

A fração argila dos solos é importante por ser ativa e por participar de praticamente todos os processos físico-químicos que ocorrem no solo. A fração argila de solos tropicais é basicamente formada por minerais secundários, como silicatados, óxidos, hidróxidos e oxi-hidróxidos de ferro e alumínio. São características dos minerais dessa fração argila: estado coloidal com a presença de cargas elétricas, adsorção de íons e retenção de água. Além disto, ela apresenta plasticidade e aderência, é suscetível à dispersão e floculação, exhibe dureza e tenacidade no estado seco, varia de volume conforme a umidade e desempenha papel importante na cor e agregação dos solos minerais (FONTES, 1996).

Os óxidos de ferro e alumínio, em geral, são minerais secundários de importância muito significativa nos solos de regiões tropicais, principalmente dos

solos brasileiros. Eles apresentam cargas negativas ou positivas, dependendo do pH do meio, e por isto são chamados de argila de carga variável, que é formada por protonação ou desprotonação dos grupamentos situados na superfície das partículas (FONTES, 1996).

Geralmente, os óxidos de ferro têm uma superfície específica alta e, em virtude de sua natureza química, podem adsorver ânions, principalmente o fosfato, ou adsorver metais pesados, o que os torna de alta importância agrícola e ambiental (SHUMAN, 1988).

Os 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).

GU et al. (1994) estudaram a adsorção e dessorção de matéria orgânica natural na superfície de óxidos de ferro e concluíram que o mecanismo que interage é a troca de ligantes em pH abaixo do ponto de carga zero (PCZ).

Em estudos do comportamento sortivo do herbicida paraquat em montmorilonita, realizados por KNIGHT e TOMLINSON (1970), foi mostrado que ele foi adsorvido nos espaços interlamelares do mineral. BURNS e AUDUS (1973) observaram que o mesmo produto perdeu totalmente sua atividade quando em presença da montmorilonita, devido ao processo da adsorção.

Em 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 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 substancial redução na intensidade de adsorção do herbicida (HUANG et al., 1984).

DANNENBERG e PEHKONEN (1998), estudando a hidrólise de quatro inseticidas organofosforados (dissulfoton, demeton S, diazinon e thiometon) na presença e ausência de três óxidos de ferro (goetita, hematita e ferridrita) e

hidróxido de alumínio, concluíram que os óxidos desempenham um importante papel na degradação desses produtos, em ambientes naturais. Em um estudo sobre a adsorção desses organofosforados na superfície dos óxidos, a fração adsorvida variou de 0,20 a 0,40, com exceção do demeton S, que variou entre 0 e 0,05, o que pode ser explicado pela sua alta solubilidade em água. Embora o thiometon seja mais solúvel em água que o diazinon e o dissulfoton, ele não apresentou diferença significativa.

2.3. Isotermas de adsorção

A avaliação da sorção é feita, normalmente, por meio da estimativa de coeficientes, denominados coeficientes de partição, coeficientes de partição solo-água, coeficientes de sorção, coeficientes de adsorção ou constantes de adsorção. As relações entre as concentrações em solução e na fase sólida podem, então, ser descritas por isotermas. O termo coeficiente de partição K_d , que determina a relação entre as concentrações de um agrotóxico em solução e aquelas sorvidas pelo solo, às vezes, não é suficientemente exato para descrever a sorção de um agrotóxico em uma faixa mais ampla de concentrações. As relações entre as concentrações em solução e na fase sólida podem, então, ser descritas por isotermas (OLIVEIRA JR., 1998).

A adsorção de moléculas orgânicas sintéticas e naturais vem sendo descrita e interpretada por isotermas de adsorção, geralmente por meio de um gráfico obtido experimentalmente, que relaciona a quantidade adsorvida na matriz em função da concentração de equilíbrio da solução (CANELLAS et al., 1999). O emprego de isotermas para medir a capacidade adsorptiva de solos vem sendo realizado desde longa data, sendo, inicialmente, esses estudos voltados para explicar a adsorção de ânions, principalmente fosfato (OLSEN e WATANABE, 1957).

Vários modelos matemáticos de isotermas que descrevem a relação de adsorção para um agrotóxico no solo e seus constituintes são discutidos na

literatura (TAVARES, 1996). Esses modelos possibilitam a expressão numérica de propriedades do solo e, ainda, permitem o maior conhecimento a cerca da natureza dos processos de adsorção (BARROW, 1978).

Dentre os inúmeros modelos empregados para descrever a adsorção de agrotóxicos em solos, estão as isotermas de Freundlich, Langmuir, Temkin, Gibbs e Brunauer e outras, cada uma com suas vantagens e desvantagens. Entretanto, o modelo mais utilizado para caracterizar o fenômeno de adsorção de agrotóxicos refere-se à isoterma de adsorção de Freundlich, o que pode ser comprovado em vários trabalhos (GRAHAM-BRYCE, 1967; LANÇAS et al., 1994; TAVARES et al., 1996; KUO e REGAN, 1999; NAGAI et al., 1999).

A equação de Freundlich foi primeiramente utilizada em 1916, por Russel e Prescott, e vem sendo aplicada a solo há mais de três décadas, apesar de ser criticada por não se basear em um modelo físico, constituindo um ajuste empírico (GUNARY, 1970). Essa equação é assim representada:

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

em que

X/m = quantidade adsorvida por grama de solo;

K_f = capacidade de adsorção; e

$1/n$ = linearidade da isoterma.

Os valores K_f e $1/n$ são determinados por meio da linearização da equação de Freundlich:

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

Tanto K_f como $1/n$ são parâmetros de regressão característicos para cada sistema solo-agrotóxico. O parâmetro X representa a massa de agrotóxico adicionado (μg), m é a massa do solo (g) e C_e é a concentração do agrotóxico em equilíbrio com o solo ($\mu\text{g mL}^{-1}$) (VIEIRA et al., 1999).

Para as condições experimentais estudadas, K_f e $1/n$ são conhecidos como capacidade de adsorção e intensidade de adsorção, respectivamente. Assim, a medida da capacidade de adsorção K_f e $1/n$ indicam que a razão de adsorção aumenta com a concentração do soluto, refletindo na não-linearidade da adsorção (VIEIRA et al., 1999).

Quando n é igual a 1, a adsorção é linearmente proporcional à concentração da solução de equilíbrio, portanto K_f e K_d , denominados coeficientes de partição, se equivalem. Entretanto, quando n se desvia da unidade, K_d torna-se específico para a concentração na qual ele foi determinado e K_f torna-se o coeficiente mais adequado para descrever a adsorção de um agrotóxico (OLIVEIRA JR., 1998).

Muitos pesquisadores verificaram alta correlação entre o teor de matéria orgânica e o coeficiente K_d , sendo, portanto, um índice de grande utilidade na prática agrícola. De acordo com VIEIRA et al. (1999), se a fração da matéria orgânica dos solos for considerada a principal responsável pela adsorção, pode-se obter um índice K_{mo} , dividindo-se K_d pelo teor de matéria orgânica (% MO):

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

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

O coeficiente de partição (K_d) para um determinado agrotóxico, quando normalizado para o teor de carbono orgânico do solo, seria essencialmente independente do tipo de solo (WAGENET e RAO, 1990). Tal fato levou HAMAKER e THOMPSON (1972) a propor a relação do coeficiente de partição (K_d) com o teor de carbono orgânico no solo (%CO):

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

Em estudo da adsorção/dessorção do ácido 2,4 D em solo, na ausência e presença de matéria orgânica, para verificar a afinidade do composto pelas diferentes frações do solo, VIEIRA et al. (1999) calcularam os coeficientes K_f , K_d , K_{mo} e K_{co} e, 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 como agrotóxicos e metais pesados, o que pode ser observado segundo os valores de K_f para o solo que contém matéria orgânica.

SUNDARAM et al. (1997) observaram a adsorção e dessorção do diflubenzuron e fenitrothion em dois solos, com características distintas, e verificaram a afinidade desses compostos pela matéria orgânica e pelo carbono orgânico por meio dos valores de K_{mo} e K_{co} estabelecidos, relacionando o valor de K_d , o teor de matéria orgânica e o teor de carbono orgânico.

2.4. Métodos de avaliação de resíduos de agrotóxicos

Nas últimas décadas, diversas técnicas foram desenvolvidas para avaliar os resíduos de agrotóxicos em solos, águas e alimentos (MUSUMECI, 1992).

A determinação de resíduos de agrotóxicos é um tipo de análise de traços, ou seja, determinação de substâncias em proporções muito baixas. Essa análise tornou-se possível graças ao desenvolvimento de técnicas analíticas e instrumentação sofisticada.

Normalmente, os métodos para determinação de resíduos de agrotóxicos baseiam-se na natureza química do produto que se pretende avaliar. Os métodos biológicos, como os bioensaios, são simples e sensíveis, porém pouco específicos. Esses métodos baseiam-se no isolamento de microrganismos efetivos na degradação e na sua atuação comprovada pelo cultivo do microrganismo em meio acrescido de agrotóxico, inibindo a colinesterase ou carboxil-esterase pelos inseticidas fosforados ou carbamatos (MUSUMECI, 1992).

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 específicos de identificação para uma dada classe de compostos. Eles possuem maior exatidão que alguns métodos cromatográficos. A espectrofotometria na região do visível é usada, ocasionalmente, em detrimento de métodos cromatográficos, somente devido à praticidade da técnica; no entanto, a espectrofotometria na região do ultravioleta é mais específica e mais sensível do que os métodos colorimétricos. A espectrofotometria na região do infravermelho é uma técnica bastante sensível, e vários trabalhos têm sido desenvolvidos com o uso dessa técnica (IBRAHIM et al., 1969)

Os métodos polarográficos são aplicados à análise de resíduos com alta reprodutibilidade e considerável sensibilidade, e podem ser usados para análise qualitativa e quantitativa, simultaneamente. Porém, são limitados pela necessidade de a molécula do agrotóxico apresentar um grupo nitro ou carboxílico ou um halogênio (STEVENS, 1976).

Outro método empregado é o radioquímico, que se baseia na marcação de um átomo de carbono da molécula do agrotóxico e na medição da sua radioatividade. Esse método é limitado pelo custo elevado do equipamento e pela periculosidade das radiações. Na maioria das vezes, é usado associado a outras técnicas de análise, como cromatografia a gás, cromatografia em camada delgada e cromatografia líquida de alta eficiência (PEREIRA, 1986; MUSUMECI, 1992).

Dos métodos cromatográficos, o mais indicado para análise de resíduos de agrotóxicos é a cromatografia gasosa, por sua seletividade e sensibilidade (PEREIRA, 1986). Nesse método, a amostra é introduzida, por meio de um sistema de injeção, em uma coluna contendo uma fase estacionária. O uso de temperaturas convenientes no local de injeção da amostra e na coluna possibilita a vaporização dessas substâncias, que, de acordo com suas propriedades e as da fase estacionária, são retidas por tempos determinados e chegam à saída da coluna em tempos diferentes. O uso de um detector adequado na saída da coluna torna possível a detecção e a quantificação dessas substâncias. A estrutura molecular do agrotóxico é o que determina o tipo de detector que deve ser usado.

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).

Várias técnicas têm sido utilizadas para determinação, identificação e quantificação de resíduos de dissulfoton em amostras de vegetais, águas e solos. Geralmente, a amostra é preparada, os resíduos são extraídos por um solvente orgânico e o extrato é analisado por cromatografia gasosa (CG), empregando um detector fotométrico de chama ou um termoiônico específico para fosforados e nitrogenados (SPECHT, 1977; SZETO e BROWN, 1982).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Coleta e tratamento inicial da amostra de solo

O solo utilizado neste trabalho foi coletado, em diversos pontos, em uma localidade próxima ao viveiro de café, pertencente à Universidade Federal de Viçosa, na profundidade de 0 a 20 cm (horizonte A).

A amostra foi seca à temperatura ambiente, desagregada e passada por peneira de 2 mm de malha, obtendo-se terra fina seca ao ar (TFSA).

As análises química, física e mineralógica para caracterização do solo em estudo foram realizadas no Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa.

3.2. Caracterização química do solo

Na caracterização química do solo, o pH foi determinado em água com uma suspensão sólido-líquido de 1:2,5. Os cátions trocáveis (Ca^{2+} e Mg^{2+}) foram extraídos com solução de KCl 1,0 mol L⁻¹ e determinados por absorção atômica. A acidez trocável (Al^{3+}) foi determinada por titulação com solução-padrão de NaOH 0,05 mol L⁻¹, após extração com solução de KCl 1,0 mol L⁻¹. A acidez

potencial (H+Al) foi determinada, após extração com acetato de cálcio 0,5 mol L⁻¹ em pH 7, por titulação. O carbono orgânico foi determinado pelo método de Walkley-Black (DEFELIPO e RIBEIRO, 1981). Usando solução de HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,05 mol L⁻¹ (extrator Mehlich-1), o fósforo e o potássio foram extraídos e, em seguida, determinados por colorimetria e por fotometria de chama, respectivamente.

A quantificação dos óxidos de ferro amorfos presentes no solo em estudo foi feita após extração com oxalato de amônio, por espectrofotometria de absorção atômica (LOPES, 1999).

3.3. Caracterização física do solo

3.3.1. Análise textural

A textura do solo foi determinada pelo método da pipeta (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA, 1979).

3.3.2. Determinação do equivalente de umidade

O equivalente de umidade é a porcentagem de umidade que uma amostra de solo retém, quando, depois de saturada com água, é submetida à centrifugação com velocidade correspondente a uma força de 1.000 vezes a da gravidade. Essa constante tem sido muito utilizada para avaliar, com certa aproximação, a capacidade de retenção de água no solo em condições naturais (COSTA, 1985).

O equivalente de umidade foi determinado pelo método da centrífuga (EMBRAPA, 1979), no Laboratório de Rotina do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa.

3.3.3. Determinação da capacidade de campo

A capacidade de campo foi estimada em função do equivalente de umidade. Segundo Ruiz, 1999 – comunicação pessoal*, tal procedimento é possível, pois existe uma correlação linear entre o equivalente de umidade e a capacidade de campo, que é dada pela equação:

$$Y = 0,8553 X + 8,1293 (R^2 = 0,8541)$$

em que

X = equivalente de umidade; e

Y = capacidade de campo.

3.4. Caracterização mineralógica do solo

A amostra de solo foi a mesma utilizada por LOPES (1999).

Os minerais presentes na amostra de solo foram determinados pela técnica de difração de raios X, por LOPES (1999).

3.5. Determinação do material orgânico

O material orgânico utilizado foi um esterco bovino seco, obtido no Departamento de Fitopatologia da Universidade Federal de Viçosa. O material orgânico seco (MOS) foi passado em peneira de 2,0 mm de malha, tendo a fração mais grosseira sido descartada, e deixado secar ao ar.

3.5.1. Determinação do teor de matéria orgânica total e carbono orgânico total do material orgânico seco

O teor de matéria orgânica do material orgânico seco (MOS) foi determinado pelo método da perda por combustão, descrito por KIEHL (1985).

* Hugo Alberto Ruiz, Professor Titular do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, 36571-000 – Viçosa-MG.

Uma cápsula de porcelana foi aquecida a 100 °C em estufa, durante 1 hora, resfriada até 25°C em dessecador, e, em seguida, sua massa foi medida. Foram medidos 100,00 g do material orgânico, na cápsula previamente pesada (M_1). O material foi aquecido a 65 °C, por 12 horas. Após este aquecimento, esfriou-se em dessecador e mediu-se a massa (M_2), tendo o material sido triturado a seguir.

Três cadinhos de porcelana foram levados à mufla a 600 °C, resfriados e pesados. Em cada um dos cadinhos foram pesados 4,00 g do material triturado, que foram levados à estufa por 2 horas, a 105 °C. Os materiais foram resfriados em dessecador e suas massas foram medidas (M_3).

Esses materiais foram transferidos para a mufla aquecida por 1 hora, a 600 °C, resfriados em dessecador, e então medidas as massas (M_4). O teor de matéria orgânica total foi calculado da seguinte forma:

$$\% \text{ Matéria Orgânica Total (MOT)} = \frac{(M_3 - M_4) \times (100 - (M_1 - M_2))}{4,00}$$

em que ($M_1 - M_2$) é a perda da umidade e ($M_3 - M_4$) é a perda total de sólidos voláteis.

O carbono orgânico total foi determinado a partir do teor de matéria orgânica total, em que se utiliza o fator 1,8 de Walkley-Black (KIEHL, 1985), conforme a seguir:

$$\% \text{ Carbono Total (CT)} = \frac{\% \text{ MOT}}{1,8}$$

3.6. Tratamentos preliminares da amostra para o estudo da adsorção

3.6.1. Remoção da matéria orgânica do solo

A metodologia utilizada foi a descrita por ANDERSON (1963) e LAVKULICH e WIENS (1970). A extração da matéria orgânica foi realizada em

tubos de centrífuga de 50 mL, a partir de porções de 10 g de solo coletado no campo (SCC). A cada porção foram adicionados 25 mL de solução-tampão de $\text{CH}_3\text{COONa}/\text{CH}_3\text{COOH}$ 1,0 mol L^{-1} (pH 5,0). Após homogeneização, as amostras foram colocadas em banho-maria a 70 °C, por 15 minutos, para solubilizar o carbonato que poderia estar presente na forma de calcita. As porções foram centrifugadas por 10 minutos, a 1.308 xg (3.000 rpm), e os sobrenadantes foram descartados. Repetiu-se este procedimento por mais duas vezes.

Em seguida, dispersaram-se as porções com 20 mL de uma solução de Na_2CO_3 (pH 10,0), tendo essas sido centrifugadas e os sobrenadantes, descartados. Em seguida, as porções foram tratadas com 20 mL de solução de NaClO 5% (p/v) (pH 9,5) e levadas em banho-maria a 80-90 °C, por 15 minutos. As porções foram centrifugadas e os sobrenadantes, descartados. Este procedimento foi repetido mais duas vezes, totalizando três vezes, para garantir a total oxidação da matéria orgânica.

3.6.2. Remoção de óxidos de ferro amorfos do solo sem matéria orgânica

A metodologia utilizada foi a descrita por JACKSON (1969). Porções de solo sem matéria orgânica de massa 0,5 g, aproximadamente, foram colocadas em tubos de centrífuga e tratadas com 20 mL de solução de oxalato de amônio 0,2 mol L^{-1} (pH 3). As porções das amostras foram tampadas imediatamente e agitadas por 2 horas, em agitador horizontal. A suspensão foi centrifugada a 581 xg (2.000 rpm), por 10 minutos, e os sobrenadantes foram descartados. O processo foi repetido por mais cinco vezes e as amostras foram lavadas com água deionizada. As porções da amostra foram retiradas dos tubos, secas ao ar, destorroadas e identificadas como amostra de solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos.

3.6.3. Tratamento do solo com diferentes proporções de um material orgânico seco

As amostras de solo (coletado no campo, sem matéria orgânica e sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos) foram incubadas durante 120 dias, com diferentes proporções do material orgânico seco (5, 15 e 30%), tendo sido mantidas úmidas com cerca de 50% da sua capacidade de campo. Nos dias 0, 60 e 120, as amostras foram coletadas, secas ao ar, destorroadas e levadas para o estudo de adsorção dos produtos finais de degradação do dissulfoton.

3.7. Matrizes em estudo

Para estudar a adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, foram avaliadas as seguintes matrizes:

- 1 - Amostra de solo coletado no campo (SCC).
- 2 - Amostra de solo sem a matéria orgânica (SMO).
- 3 - Amostra de solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA).
- 4 - Amostra de material orgânico seco (MOS).
- 5 - Amostra de solo coletado no campo (SCC) + 3 proporções (5, 15 e 30%) de material orgânico seco (MOS).
- 6 - Amostra de solo sem a matéria orgânica (SMO) + 3 proporções (5, 15 e 30%) de material orgânico seco (MOS).
- 7 - Amostra de solo sem a matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA) + proporções (5, 15 e 30%) de um material orgânico seco (MOS).

Todas essas amostras descritas foram avaliadas a 0, 60 e 120 dias.

3.8. Preparo da solução-padrão do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado

As soluções-padrão do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado foram preparadas em acetato de etila de grau pesticida, a partir de padrões analíticos concentrados, com 95 e 98% de pureza, respectivamente, fornecidos pela Novartis.

3.9. Análise cromatográfica

A otimização das condições analíticas e as determinações foram realizadas em um cromatógrafo a gás Shimadzu, modelo GC-17 A, equipado com um detector por ionização de chama.

3.9.1. Otimização das condições de análise dos produtos finais de degradação do dissulfoton

As análises do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado foram realizadas por cromatografia gasosa, usando detector por ionização de chama e uma coluna BP-5 com fase estacionária composta por 95% de metilsiloxano e 5% de fenilsiloxano, 30 m, 0,25 mm diâmetro interno, 1 µm filme. Para obter as condições ideais de análise, o que permite a melhor separação dos picos de interesse e a eliminação dos interferentes, foi necessário otimizar as condições:

- Temperatura da coluna: 180 °C $\xrightarrow{20^{\circ}\text{C min}^{-1}}$ 280 °C (5 minutos).
- Temperatura do injetor: 250 °C.
- Temperatura do detector: 290 °C.
- Volume injetado: 1 µL.
- Vazão do gás de arraste: 1,2 mL min⁻¹
- Gás de arraste: nitrogênio.
- Razão split: 1:5.

3.9.2. Limite de detecção do FID para os produtos finais de degradação do dissulfoton

A quantidade mínima de amostra detectável que produz um sinal no detector igual a duas vezes o nível do ruído estabelece o limite de detecção (COLLINS et al., 1997).

Na determinação do limite de detecção, foram injetados padrões de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado em concentrações cada vez menores, até que o sinal fosse igual a duas vezes o ruído de fundo do sistema de detecção. O limite de detecção consiste em determinar a quantidade mínima detectável do aparelho. Alguns detectores conseguem detectar quantidades de substâncias na faixa de (10^{-12} g) ou menos (COLLINS et al., 1997). Foram injetados padrões nas concentrações 1, 0,5 e 0,2 $\mu\text{g mL}^{-1}$.

3.9.3. Linearidade de resposta do detector

Para determinar a linearidade de resposta do detector, foram injetados padrões do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado em concentrações crescentes: 0,5, 1,0, 2,0, 5,0, 10,0, 20,0, 40,0 e 60,0 $\mu\text{g mL}^{-1}$, tendo ela sido avaliada pela relação entre as áreas dos picos e a concentração dos compostos em estudo.

3.10. Estudo de adsorção

Para iniciar o estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, foi necessário avaliar o melhor solvente extrator dos compostos da solução aquosa, o tempo de equilíbrio entre os compostos e o solo e, ainda, a faixa de concentração dos produtos a ser utilizada no estudo da adsorção.

3.10.1. Otimização da técnica de extração

Em geral, os métodos usados na análise de resíduos de agrotóxicos em água exigem que a extração destes compostos seja previamente efetuada. Os métodos oficiais utilizam técnicas analíticas de extração líquido-líquido (ELL) e extração em fase sólida (EFS). Porém, apesar de a ELL envolver grandes quantidades de solventes caros e tóxicos e elevado tempo de análise, ela ainda apresenta vantagens em relação à EFS. Esta tem como desvantagens o entupimento, a falta de reprodutibilidade e a não-reutilização dos cartuchos (SILVA et al., 1999).

O teste para avaliar o melhor solvente extrator foi baseado na metodologia descrita por MATRANGOLO (1999).

Em funis de separação, foram adicionados 9,8 mL de uma solução aquosa de cloreto de cálcio $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ (pH 5,6) e acrescentado 0,2 mL de solução-padrão do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, para que fossem obtidas concentrações finais de 1; 5; 10; 20; 50; e $100 \mu\text{g mL}^{-1}$.

Foram feitas três extrações sucessivas com 10 mL de solvente, sob agitação por 2 minutos. Os solventes testados foram clorofórmio, hexano e diclorometano. As três frações (fase orgânica) foram recolhidas em frascos de erlenmayer, tendo sido adicionados aproximadamente 2,00 g de sulfato de sódio anidro, para eliminação da água. Após a eliminação da água, o sobrenadante foi transferido para um balão de fundo redondo de 100 mL, contendo 3 mL de acetato de etila, grau pesticida, e o frasco de erlenmayer foi lavado com o solvente em teste. O volume foi reduzido a aproximadamente 2 mL, em rotavapor, e recuperado em 5 mL de acetato de etila, grau pesticida. O extrato foi analisado por cromatografia gasosa.

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

3.10.2. Determinação do tempo de equilíbrio

O tempo de equilíbrio entre o dissulfoton sulfona, seu análogo oxigenado e o solo em estudo é um parâmetro importante na otimização do estudo da adsorção.

O teste do tempo de equilíbrio foi realizado mediante o uso de 1 g da amostra de solo coletado no campo, adicionando 9,8 mL de CaCl_2 0,01 mol L⁻¹, para manter a força iônica, e 0,2 mL de solução-padrão do dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, para que fosse obtida uma concentração final de 20 µg mL⁻¹. O pH foi ajustado para 5,6 e a mistura foi colocada sob agitação horizontal em banho-maria, à temperatura de 26 ± 2 °C. Os tempos estudados foram 0,5; 1; 2; 4; 12; 24; 36; 48; e 60 horas. A extração foi feita conforme descrito no item 3.10.1., utilizando diclorometano como solvente extrator. Após estabelecido o tempo de seu equilíbrio, passou-se à determinação da faixa de concentração do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, no estudo da adsorção.

3.10.3. Determinação da faixa de concentração do dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado no estudo da adsorção

A determinação da faixa de concentração é importante no estudo de adsorção, já que pode haver comportamentos diferentes das isotermas em regiões de diferentes concentrações.

O teste realizado foi feito conforme o procedimento descrito no item 3.10.1., utilizando diclorometano como solvente extrator e acrescentando 0,2 mL da solução-padrão do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, para que fossem obtidas concentrações finais de 5, 10, 20, 40, 60, 80, 120 e 160 µg mL⁻¹.

3.11. Estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado

Para cada matriz, após a incubação, foi realizado o estudo da adsorção, medindo-se 1 g de solo, em frasco de vidro, e adicionando-se 9,8 mL de solução de CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, para manter a força iônica e prevenir a dispersão. O pH foi ajustado para 5,6, que é o pH do solo, adicionando-se HCl ou NaOH. Em seguida, adicionou-se 0,2 mL de solução-padrão do dissulfoton e de seu análogo oxigenado, de modo que as concentrações finais fossem 2, 5, 10, 20, 40 e $60 \mu\text{g mL}^{-1}$. Os frascos foram colocados sob agitação horizontal em banho-maria, à temperatura de $26 \pm 2^\circ\text{C}$, por 24 horas, para atingir o equilíbrio. Após esta etapa, passou-se à centrifugação do material a 1.308 xg (3.000 rpm), por 10 minutos, e os produtos foram extraídos do sobrenadante por extração líquido-líquido, utilizando diclorometano como solvente extrator, conforme o descrito no item 3.10.1. O experimento foi realizado com três repetições e um branco.

3.11.1. Estudo da ocorrência de competitividade na adsorção entre o dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado

Este estudo foi realizado de acordo com os procedimentos descritos no item 3.11., diferenciando-se na preparação e adição dos padrões do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, que além de preparados foram adicionados separadamente em cada matriz estudada.

As matrizes foram as amostras de solo coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO), solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA).

3.12. Análise e quantificação do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado

A análise dos extratos que continham os produtos foi feita por cromatografia gasosa, utilizando-se um detector de ionização de chama.

3.12.1. Quantificação do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado

Os princípios ativos (dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado) foram quantificados, comparando-se as áreas dos picos das amostras dos cromatogramas com a curva de calibração. Após quantificar o dissulfoton sulfona e o seu análogo oxigenado, que ficaram na solução em equilíbrio com o solo, determinou-se a quantidade que ficou adsorvida, pela equação:

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

em que

x/m = quantidade de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado adsorvido por grama de solo ($\mu\text{g g}^{-1}$);

v = volume da solução de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado adicionada (mL);

m = massa de solo (g);

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

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

3.13. Isoterma de Freundlich

O estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado foi realizado por meio de um tratamento matemático dos dados, pela equação de Freundlich, que estabelece a correlação entre a quantidade de agrotóxico adsorvido e a quantidade em solução, segundo FRANCISCO et al. (1992).

A partir dos resultados obtidos experimentalmente, da concentração de equilíbrio (C_e) e da quantidade adsorvida (x/m), foram ajustadas isotermas de adsorção de Freundlich, pela equação:

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

em que K_f é a capacidade de adsorção e $1/n$ o é índice da intensidade da adsorção que indica o grau de linearidade da isoterma.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização química do solo

O solo utilizado no estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico (LVAd), classe de solo predominante da região de Viçosa, foi analisado pelo Laboratório de Rotina do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa. Os resultados da caracterização química da amostra estão no Quadro 1.

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 ---			----- cmol _c /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; V = saturação de bases; m = saturação de alumínio; CO = carbono orgânico CTC = capacidade de troca catiônica; * em água; e ** extraído com oxalato.

Os resultados apresentados revelam que o solo em estudo tem características da classe LVAd, de acordo com EMBRAPA (1999). Os Latossolos Vermelho-Amarelos são, em geral, solos ácidos, predominantemente distróficos, apresentando saturação por bases inferior a 50%, e o horizonte A mais comum é o moderado, pelo fato de o teor de carbono orgânico apresentar valores acima de 0,6% e espessura menor que 18 cm (EMBRAPA, 1999).

4.2. Caracterização física do solo

4.2.1. Textura

A textura do solo, apresentada no Quadro 2, revela que ele tem características da classe LVAd, já que, de acordo com OLIVEIRA et al. (1992), esta classe apresenta teores de argila entre 15 e 80%, sendo comum os mais argilosos apresentarem maior soma de base, o que pode ser percebido pelo fato de o solo em estudo ter apresentado textura argilosa e soma de bases relativamente alta ($SB = 4,09$).

Quadro 2 - Características texturais do solo em estudo

Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Classificação Textural
----- (%) -----				
27	18	7	48	Argiloso

4.2.2. Equivalente de umidade e capacidade de campo

O equivalente de umidade, determinado pelo método da centrífuga, foi de 25,61%, e a capacidade de campo, estimada em função do equivalente de umidade, foi de 30,03%.

O valor do equivalente de umidade pode variar de menos de 3%, em solos arenosos, até mais de 45%, em solos argilosos (COSTA, 1985).

4.3. Caracterização mineralógica do solo

De acordo com LOPES (1999), os resultados confirmam que a matriz em estudo trata-se de um Latossolo, apresentando na fração areia apenas o mineral quartzo, na fração silte o quartzo e a caulinita e na fração argila os minerais caulinita, gibbsita e goethita.

4.4. Teor de matéria orgânica total e carbono orgânico total do MOS

O teor de matéria orgânica total, determinado pelo método da perda por combustão do material orgânico seco, foi de 37,40 %.

O teor de carbono orgânico total foi de 20,80%, obtido ao dividir o valor do teor de matéria orgânica total pelo fator 1,8 de Walkley-Black, com base no fato de a matéria orgânica possuir, em média, 56% de carbono orgânico (KIEHL, 1985).

4.5. Análise cromatográfica dos produtos de degradação do dissulfoton

O dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado foram analisados por cromatografia gasosa, sob as condições analíticas otimizadas descritas no item 3.9.1. A identificação foi realizada ao comparar o tempo de retenção do padrão com o da amostra. Para os padrões de dissulfoton sulfona e de seu análogo

oxigenado, foram obtidos tempos de retenção de 8,70 e 7,60 minutos, respectivamente.

A quantificação do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado foi feita por comparação entre a área dos picos das amostras e a curva-padrão construída a partir da relação entre as áreas dos picos dos padrões com as concentrações correspondentes.

Um cromatograma do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, obtido ao injetar 1 μ L do padrão na concentração de 40 μ g mL⁻¹, está representado na Figura 3.

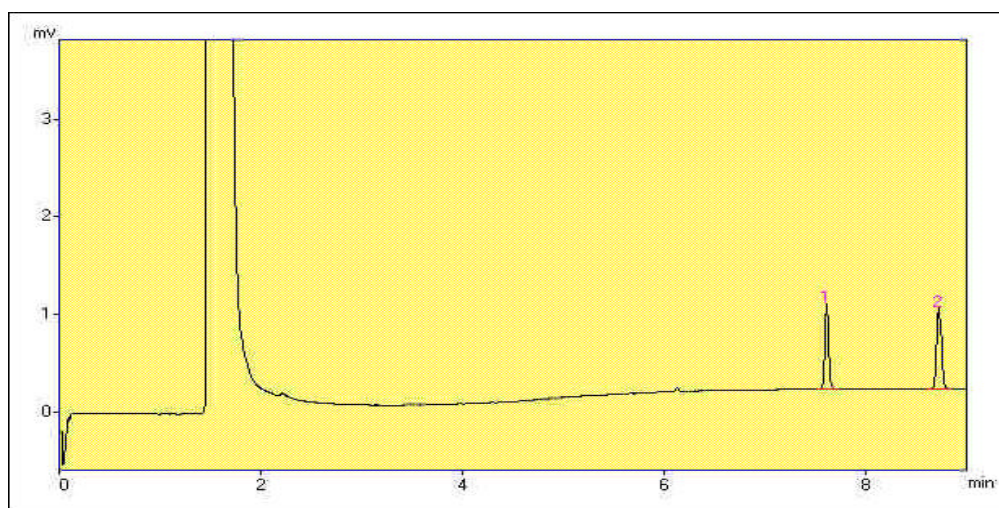


Figura 3 – Cromatograma do padrão contendo dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, em que o pico 1, com $t_R = 7,60$ minutos, corresponde ao análogo oxigenado do dissulfoton sulfona e o pico 2, com $t_R = 8,71$ minutos, corresponde ao dissulfoton sulfona.

Na Figura 4, está representado um cromatograma típico de uma análise do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, extraído de uma solução em equilíbrio com o solo coletado no campo (SCC). Esse cromatograma foi obtido a partir da injeção de 1 μ L de um extrato na razão split 1:5 na concentração de 24 μ g mL. Podem ser observadas boa separação dos produtos, boa linha de base e a ausência de interferentes nas condições analíticas otimizadas.

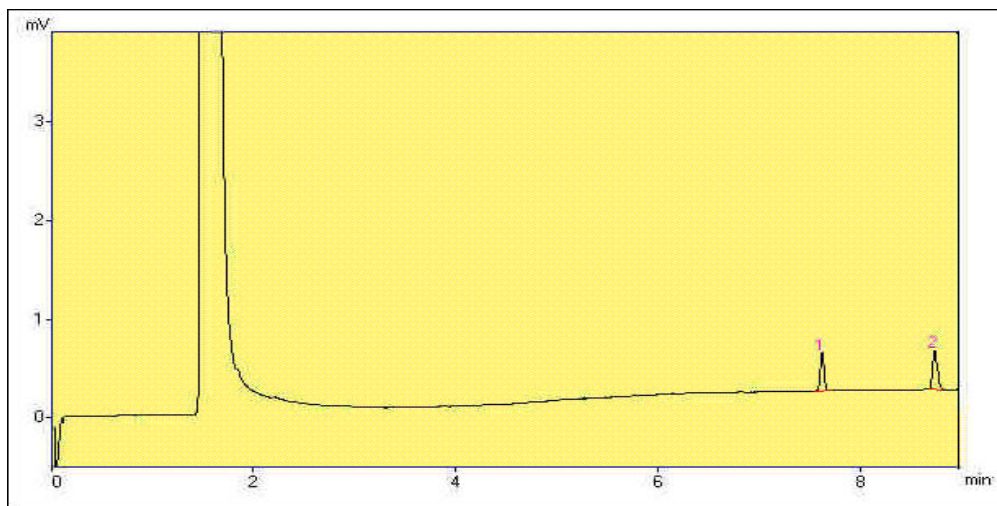


Figura 4 – Cromatograma do extrato da solução contendo dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, em que o pico 1, com $t_R = 7,60$ minutos, corresponde ao análogo oxigenado do dissulfoton sulfona e o pico 2, com $t_R = 8,72$ minutos, corresponde ao dissulfoton sulfona.

4.5.1. Limite de detecção

O limite de detecção de uma determinada substância depende das características próprias de cada detector.

Alguns detectores conseguem detectar quantidades de uma substância na faixa de picogramas (10^{-12} g), ou menos, enquanto outros detectam apenas 10^{-8} g. O nível de ruído do detector determina esta quantidade mínima detectável, definida como a quantidade de amostra que gera uma resposta duas vezes maior que o nível de ruído. A quantidade mínima detectável é dependente de parâmetros relacionados com a coluna e pode ser usada para comparar detectores quanto à sua resposta quantitativa (COLLINS et al., 1997).

O limite de detecção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado foi de 1 ng. Esse limite foi determinado ao empregar o detector FID, nas condições analíticas otimizadas neste trabalho.

4.5.2. Linearidade de resposta

Uma análise quantitativa depende da correlação entre a concentração e a resposta do detector, ou seja, da intensidade do sinal gerado para uma determinada quantidade de amostra. Faixa linear é definida como a razão entre a maior e a menor concentração, em que a resposta do detector é linear (desvio < 5%). Portanto, a linearidade é a faixa (região) na qual o sinal produzido pelo detector é proporcional à concentração da amostra (LANÇAS et al., 1994; COLLINS et al., 1997).

A linearidade de resposta do sistema de detecção, para a faixa de concentração de interesse, foi determinada por meio de injeção de padrões de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado em concentrações crescentes de 1 a 60 $\mu\text{g mL}^{-1}$, nas condições analíticas otimizadas anteriormente. As curvas de calibração foram traçadas ao relacionar as áreas dos picos com suas respectivas concentrações, e os resultados obtidos na determinação da linearidade de resposta do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado são apresentados no Quadro 3.

Os resultados indicam que a linearidade é obtida em todas as faixas testadas, para os dois produtos. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por THORNTON e ANDERSON (1968), que ao estudarem resíduos de dissulfoton e seus metabólitos por cromatografia gasosa determinaram a linearidade de resposta para o dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado. Para ambos, a resposta foi linear na faixa de 1 a 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$.

4.6. Estudo de adsorção

4.6.1. Extração do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado

A escolha de um solvente numa extração líquido-líquido é de grande importância nos métodos de separação, devendo ser levadas em consideração as características dos compostos como polaridade e afinidade pelos solventes.

Quadro 3 - Linearidade de resposta para padrões de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, na faixa de concentração de 1 a 60 $\mu\text{g mL}^{-1}$

Faixa de Concentração ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Linearidade de Resposta (R) para o Dissulfoton Sulfona	Linearidade de Resposta (R) para o Análogo Oxigenado do Dissulfoton Sulfona
1 a 5	0,998	0,999
1 a 10	0,994	1,000
1 a 20	1,000	0,999
1 a 40	0,999	0,996
1 a 60	1,000	0,998

A avaliação de extração dos padrões de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado foi realizada, adicionando-se à amostra de solo coletado no campo (SCC) soluções aquosas nas concentrações 1, 5, 10, 20, 50 e 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$ desses padrões. Foram testados três solventes extratores: hexano, clorofórmio e diclorometano. O teste foi realizado em triplicata, e o resultado final foi avaliado ao verificar a porcentagem de recuperação de cada concentração do padrão na amostra.

De acordo com ONUSKA (1989), o diclorometano, o clorofórmio e o acetato de etila são solventes adequados para a extração de compostos mais polares, como N-metil carbamatos e organofosforados.

O método analítico desenvolvido pela SANDOZ AGRO LTD. (1972) recomenda o uso de acetonitrila para extrair os princípios ativos estudados (dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado). Esse método apresenta taxas de recuperação que variam de 70 a 95%, dependendo da concentração dos padrões.

Neste trabalho, procurou-se fazer uso de solventes de menor custo e que apresentassem taxas de recuperação equivalentes, cujos resultados estão nos Quadros 4 e 5.

A análise dos resultados contidos nos Quadros 4 e 5 permite concluir que o uso de diclorometano como solvente extrator é recomendado, pois foram obtidas taxas de recuperação entre 93 e 105% para o dissulfoton sulfona e entre 91 e 103% para seu análogo oxigenado, em uma faixa de concentração de 1 a 100 $\mu\text{g mL}^{-1}$.

Quadro 4 - Porcentagem de recuperação do padrão dissulfoton sulfona em solução aquosa, em diferentes concentrações, utilizando hexano, clorofórmio e diclorometano como solventes extratores

Concentração ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Hexano	Clorofórmio	Diclorometano
	----- % (s) -----		
1	88,1 $\pm$ 1,5	89,0 $\pm$ 3,8	105,0 $\pm$ 2,8
5	84,0 $\pm$ 2,3	84,4 $\pm$ 10,2	93,8 $\pm$ 4,7
10	83,9 $\pm$ 7,6	76,3 $\pm$ 6,3	102,3 $\pm$ 3,5
20	83,6 $\pm$ 10,0	79,7 $\pm$ 4,4	93,3 $\pm$ 2,7
50	40,5 $\pm$ 2,5	53,0 $\pm$ 9,9	95,8 $\pm$ 7,3
100	42,8 $\pm$ 5,7	63,6 $\pm$ 3,2	99,2 $\pm$ 5,8

s - estimativa do desvio-padrão.

Quadro 5 - Porcentagem de recuperação do padrão do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona e em solução aquosa, em diferentes concentrações, utilizando hexano, clorofórmio e diclorometano como solventes extratores

Concentração ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	Hexano	Clorofórmio	Diclorometano
	----- % (s) -----		
1	97,2 $\pm$ 6,9	80,3 $\pm$ 3,6	103,8 $\pm$ 1,2
5	85,4 $\pm$ 0,4	63,2 $\pm$ 7,1	94,1 $\pm$ 2,3
10	81,0 $\pm$ 3,7	64,8 $\pm$ 1,4	110,8 $\pm$ 5,6
20	79,3 $\pm$ 9,5	60,7 $\pm$ 2,3	93,1 $\pm$ 3,4
50	33,6 $\pm$ 10,5	51,6 $\pm$ 5,3	91,1 $\pm$ 4,5
100	30,8 $\pm$ 6,7	57,8 $\pm$ 2,7	98,0 $\pm$ 0,8

s - estimativa do desvio-padrão.

4.6.2. Tempo de equilíbrio

São vários os fatores que alteram o tempo de equilíbrio de adsorção de uma espécie em solução, em contato com uma matriz sólida. De modo geral, o tempo de equilíbrio é dependente do tipo de agrotóxico e do tipo de solo.

Para a trifluralina, herbicida do grupo das dinitroanilinas, o tempo mínimo determinado para que o seu equilíbrio com um solo, pertencente à classe dos Podzólicos Vermelho-Amarelos, fosse atingido foi de 12 horas (TAVARES et al., 1996). GRAHAM-BRYCE (1967), estudando a adsorção do dissulfoton em amostras de solos com diferentes características, verificou que o equilíbrio entre o produto e os solos estudados foi atingido após 16 horas em contato.

O tempo mínimo necessário para que o sistema solo/solução, contendo dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, entrasse em equilíbrio foi determinado por meio de amostras de SCC. As amostras desse solo foram colocadas em contato com uma solução aquosa, contendo os padrões do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, numa concentração de $20 \mu\text{g mL}^{-1}$. Em seguida, os frascos foram agitados e, então, passou-se à extração dos produtos do sobrenadante com diclorometano, tendo o volume sido completado com acetato de etila. Os extratos foram analisados por CG, sob as condições analíticas estabelecidas, e um gráfico que relaciona quantidade adsorvida do produto por grama de solo x/m ($\mu\text{g/g}$), em função do tempo, foi traçado (Figura 5).

A avaliação dos resultados desse gráfico (Figura 5) permite concluir que o tempo mínimo de 24 horas é necessário para que seja atingido o equilíbrio dos compostos em estudos, na fase heterogênea solução/solo.

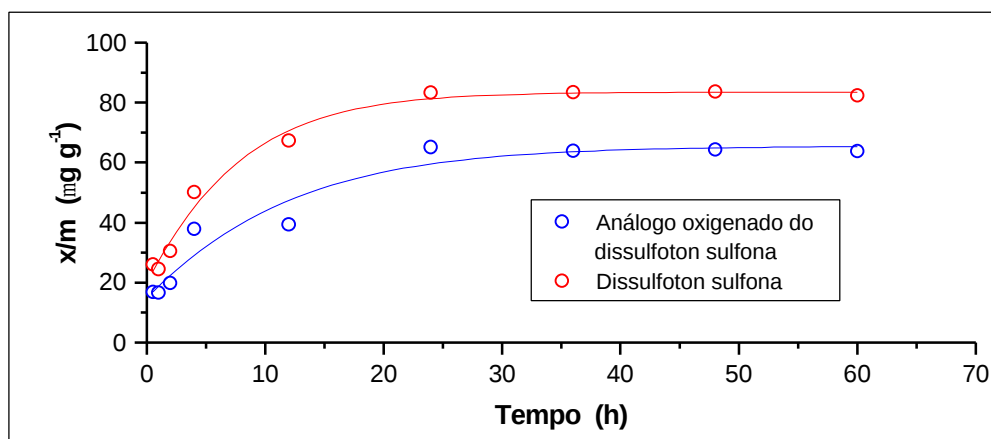


Figura 5 - Quantidade de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado adsorvido por grama de solo, em função do tempo de contato.

4.6.3. Faixa de concentração dos produtos de degradação do dissulfoton

De acordo com BARROW (1978), dentro de certos valores de concentração, a equação de Freundlich descreve de maneira adequada a adsorção, apresentando limitações para concentrações muito elevadas. Portanto, foi necessário determinar a faixa adequada de concentração do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, para construir as isotermas de Freundlich. Para a determinação dessa faixa de concentração, visando o estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, amostras de SCC foram deixadas em contato com a solução aquosa que continha os padrões analíticos em concentrações de 5 a 160 $\mu\text{g mL}^{-1}$ por 24 horas, sob agitação. Após esse tempo, as misturas foram centrifugadas e os compostos foram extraídos do sobrenadante, conforme o item 3.10.1., e analisados por CG. Foram calculadas as concentrações de equilíbrio do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado (C_e) e as quantidades desses produtos adsorvidos na amostra de solo (x/m).

O gráfico da Figura 6 relaciona a quantidade de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado adsorvido com suas respectivas concentrações de equilíbrio.

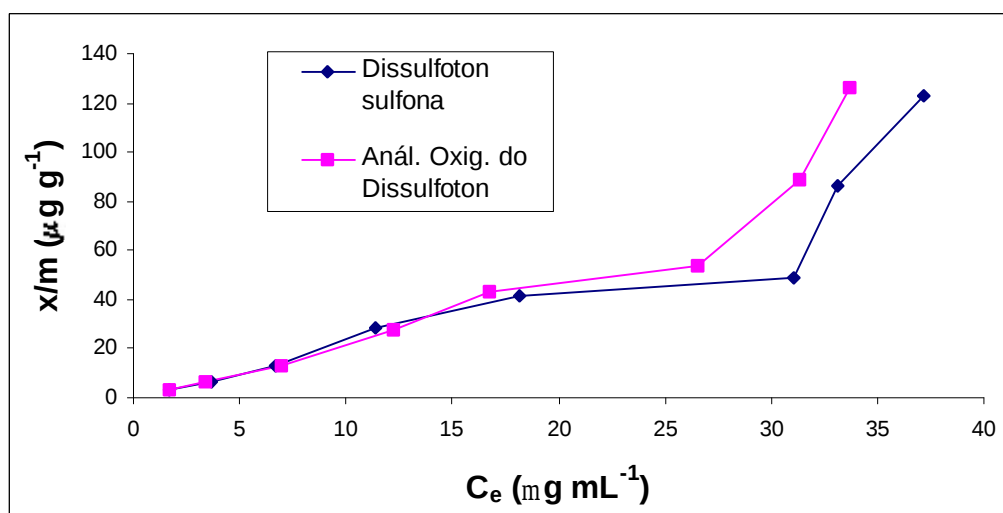


Figura 6 – Faixa de concentração do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado adequada para estudo da adsorção pela matriz de solo.

Na Figura 6, pode-se observar que até a concentração de equilíbrio de $20 \mu\text{g mL}^{-1}$, que corresponde à concentração de $60 \mu\text{g mL}^{-1}$ de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado adicionado, a isoterma apresentou certo comportamento, porém a partir dessa concentração houve uma mudança no comportamento, para ambos os compostos estudados.

Dessa forma, para os experimentos de adsorção foram utilizadas concentrações de 2, 5, 10, 20, 40, e $60 \mu\text{g mL}^{-1}$, adicionadas às matrizes, faixa em que a isoterma apresenta o mesmo comportamento.

4.7. Estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado pela isoterma de Freundlich

O estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado foi realizado nas amostras descritas no item 3.7., o que permite uma comparação entre as mais variadas situações. As amostras de SCC, SMO e SFeO, e estas associadas ao MOS, incubado por até 120 dias, puderam ser avaliadas, verificando-se o efeito de cada condição no estudo da adsorção.

A adsorção dos produtos de degradação do dissulfoton pelas diferentes matrizes foi avaliada pela isoterma de Freundlich. A equação de Freundlich permitiu descrever a relação entre as concentrações do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado em solução e na fase sólida. Por essa isoterma são obtidas duas constantes: o valor de K_f e $1/n$. A constante K_f indica a capacidade de adsorção da matriz pelo composto e o valor de $1/n$ está relacionado com o número de sítios disponíveis responsáveis pela adsorção dos produtos estudados.

Os valores das concentrações de dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado na solução em equilíbrio (C_e), as quantidades adsorvidas desses compostos (x/m), os coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e os coeficientes de determinação (R^2), para as diferentes matrizes estudadas, encontram-se no Apêndice.

4.7.1. Efeito da remoção da matéria orgânica e dos óxidos de ferro amorfos da amostra de solo na adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado

Com o objetivo de avaliar a contribuição da matéria orgânica do solo e dos óxidos de ferro amorfos no processo de adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, amostras de SCC, SMO e SFeA foram usadas como matrizes no estudo da adsorção.

O estudo da adsorção dos produtos de degradação do dissulfoton pelas diferentes matrizes de solo, por meio da isoterma de Freundlich, mostrou que as frações retiradas, matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos, afetam acentuadamente o processo de adsorção. Os valores das constantes obtidas neste estudo estão no Quadro 6.

Avaliando separadamente as constantes de adsorção, verifica-se que para os dois produtos de degradação do dissulfoton, dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, a retirada da matéria orgânica e dos óxidos de ferro amorfos diminui acentuadamente a constante K_f relacionada com a capacidade de adsorção. Esse efeito pode ser claramente observado na Figura 7.

Quadro 6 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, e coeficiente de determinação da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado pelas matrizes 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	Dissulfoton Sulfona			Análogo Oxigenado do Dissulfoton Sulfona		
	K_f	$1/n$	R^2	K_f	$1/n$	R^2
SCC	$9,210 \pm 1,062$	$1,077 \pm 0,028$	0,997	$5,843 \pm 1,194$	$1,072 \pm 0,076$	0,980
SMO	$5,819 \pm 1,143$	$0,945 \pm 0,054$	0,987	$4,379 \pm 1,062$	$0,995 \pm 0,024$	0,998
SFeA	$4,518 \pm 1,186$	$0,655 \pm 0,074$	0,977	$2,577 \pm 1,189$	$0,974 \pm 0,065$	0,982

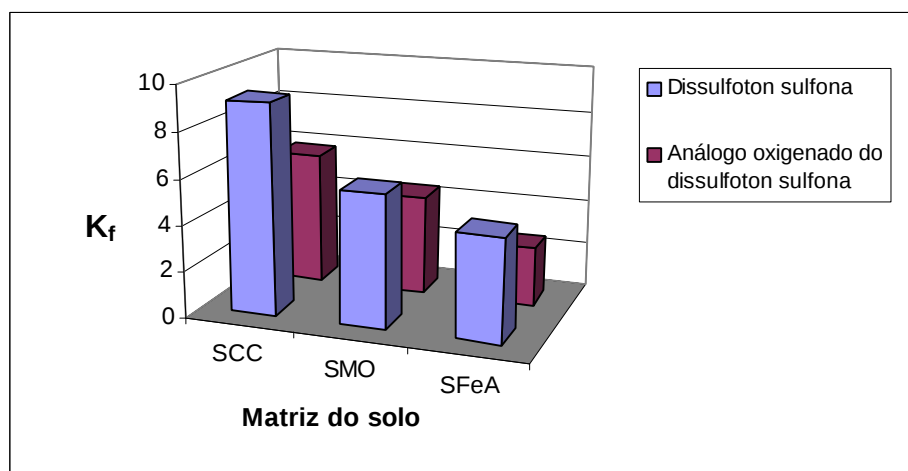


Figura 7 - Capacidade de adsorção (K_f) do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado pelas amostras de solos coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO) e solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA).

A destruição da matéria orgânica do SCC causou redução do coeficiente de adsorção, podendo este resultado estar associado à redução dos sítios ativos mais energéticos, o que está de acordo com os estudos de VIEIRA et al. (1999). Nesse estudo, os autores avaliaram a adsorção do ácido 2,4 diclorofenoxyácetico em solo, na presença e ausência de matéria orgânica, e observam redução de mais de 40% na capacidade de adsorção do solo, quando a matéria orgânica foi removida.

A retirada dos óxidos de ferro amorfos da matriz de solo também faz com que ocorra diminuição na afinidade dos produtos de degradação do dissulfoton pela matriz. Tanto para o dissulfoton sulfona como para seu análogo oxigenado, a retirada dos óxidos amorfos diminui os valores de K_f , principalmente para o último.

As constantes $1/n$ das isothermas de adsorção dos dois produtos pelas matrizes (Quadro 6) têm variações diferentes. Para o dissulfoton sulfona, os valores de $1/n$ diminuem acentuadamente de 1,077, para o SCC, até 0,655, para SFeA. A redução do valor de $1/n$ para esse produto revela que o número de sítios ativos diminui com a retirada dessas frações. Comportamento diferente foi observado para o análogo oxigenado do dissulfoton sulfona. Com a retirada das frações, ocorre diminuição dos valores de $1/n$, mas essa redução é menos acentuada que no caso do dissulfoton sulfona. Para este composto, a remoção das frações não afeta o valor de $1/n$ da isoterma, que está relacionado com o número de sítios adsorventes.

A análise do efeito da retirada das frações matéria orgânica e óxido de ferro amorfo no fenômeno de adsorção deve ser feita, levando em consideração as mudanças das propriedades do solo, em virtude da retirada das frações. Segundo DESHPANDE et al. (1965), a remoção de óxidos de ferro e alumínio altera a superfície do solo, bem como a adsorção de ânions e a estabilidade de agregados em água do solo.

Diversos trabalhos confirmam que cada uma das frações do solo contribui no processo adsorativo. SALTZMAN et al. (1972), estudando a adsorção do parathion em solo com e sem matéria orgânica, verificaram que o produto tem mais afinidade com a superfície adsorativa orgânica do que com as minerais.

DANNENBERG e PEHKONEN (1998), em estudo de adsorção de quatro inseticidas organofosforados na superfície de óxidos de ferro (goethita, hematita e ferridrita), observaram que esses minerais desempenham importante papel na adsorção dos produtos por esses minerais e que a adsorção é dependente da solubilização do produto em água.

Neste estudo, foi descrito o fenômeno de adsorção dos dois produtos de degradação do dissulfoton por matrizes de solo. A adsorção dos dois produtos de degradação do dissulfoton, simultaneamente, foi descrita matematicamente pela isoterma de Freundlich. Nesse tratamento matemático das isotermas de adsorção, foram obtidas duas constantes da isoterma (K_f e $1/n$), conforme mostrado no Quadro 6. Experimentalmente, as isotermas foram obtidas ao determinar as quantidades dos dois produtos adsorvidos por uma matriz sólida, após contato com uma solução que continha concentrações iguais dos dois produtos.

Os valores das constantes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, evidenciam (Quadro 6) que não existe competição entre os produtos, pelos mesmos sítios das matrizes.

Procurando avaliar a possibilidade de competição entre os dois produtos de degradação do dissulfoton pelos mesmos sítios da matriz, um novo experimento foi executado, em que isotermas de adsorção de cada um dos produtos foram obtidas separadamente. As constantes da isoterma de Freundlich de cada um dos produtos, para cada matriz de solo e para o material orgânico estão no Quadro 7.

Quadro 7 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, e coeficiente de determinação do estudo da competitividade entre o dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado por frações de solo (SCC, SMO e SFeA)

Frações do Solo	Dissulfoton Sulfona			Análogo Oxigenado do Dissulfoton Sulfona		
	K_f	$1/n$	R^2	K_f	$1/n$	R^2
SCC	$8,292 \pm 1,067$	$0,665 \pm 0,025$	0,994	$5,741 \pm 1,079$	$1,005 \pm 0,032$	0,996
SMO	$6,058 \pm 1,189$	$1,065 \pm 0,074$	0,981	$4,802 \pm 1,180$	$0,971 \pm 0,067$	0,981
SfeA	$4,964 \pm 1,040$	$1,103 \pm 0,017$	0,999	$2,944 \pm 1,114$	$1,045 \pm 0,042$	0,994

Ao comparar os valores das constantes K_f e $1/n$, dos Quadros 6 e 7, observa-se que não existem grandes diferenças nesses valores. As quantidades de produtos adsorvidos, quando separados, são ligeiramente maiores, porém essa diferença não permite concluir que tenha ocorrido competição entre os produtos pelos mesmos sítios. Os valores de K_f , para as duas situações, são bem próximos, como também o valor de $1/n$.

Com base nesses resultados, todas as outras fases do experimento foram executadas com o uso da solução que continha os dois produtos, o que certamente representa a situação real quando o agrotóxico é adicionado ao solo.

O dissulfoton tem caráter lipofílico, ao passo que seus produtos de degradação, o dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, têm caráter polar. Segundo RIGITANO (1996), os inseticidas que apresentam a função tio-éter (R_1-S-R_2) como o dissulfoton, quando oxidados às formas sulfóxidos (R_1-SO-R_2) e sulfona ($R_1-SO_2-R_2$), passam a ser menos lipofílicos.

Como a estrutura dos dois produtos de degradação é relativamente semelhante, esperava-se que tivessem comportamentos semelhantes. Entretanto, a pequena diferença em sua estrutura parece ser suficiente para dar-lhes características que os diferenciam com relação ao fenômeno de adsorção.

4.7.2. Efeito do material orgânico seco no estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado

Com a finalidade de verificar a adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado pelo material orgânico seco (MOS), este foi estudado separadamente e associado em diferentes proporções às matrizes do solo, para relacioná-las com o aumento do teor de carbono orgânico. Numerosas pesquisas têm mostrado que a matéria orgânica é um dos fatores mais importante no processo de adsorção de agrotóxicos no solo.

Os resultados dos coeficientes da equação de Freundlich, para o MOS, estão apresentados no Quadro 8.

Quadro 8 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, e coeficiente de determinação da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado pelo material orgânico seco (MOS)

Dissulfoton Sulfona			Análogo Oxigenado do Dissulfoton Sulfona		
K_f	$1/n$	R^2	K_f	$1/n$	R^2
$14,880 \pm 1,102$	$0,598 \pm 0,039$	0,984	$12,872 \pm 1,104$	$0,686 \pm 0,041$	0,986

Os resultados da capacidade de adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado pelo material orgânico seco foram altos, 14,880 e 12,872, respectivamente. Com isto, pode-se dizer que há grande afinidade entre os produtos estudados e o MOS, apesar de terem apresentado baixos valores de $1/n$. Esses baixos valores podem ser atribuídos ao pequeno número de sítios específicos que o MOS apresenta na adsorção desses produtos, porém são sítios de alta energia, capazes de garantir alto valor de K_f .

De acordo com SONON e SCHWAB (1995), os mecanismos responsáveis pela não-linearidade da isoterma de adsorção podem ser a diminuição da disponibilidade de sítios, quando aumenta a adsorção, e o tipo de sítios de adsorção, pois sítios de alta energia tendem a adsorver primeiro as moléculas orgânicas, seguindo progressivamente a adsorção pelos sítios de baixa energia.

Os coeficientes K_f e $1/n$ das isotermas de Freundlich, apresentados nos Quadros 9 e 10, e os gráficos apresentados nas Figuras 8 e 9 indicam que o teor de MOS adicionado às matrizes SCC, SMO e SFeA é uma variável importante, que influencia o processo de adsorção, aumentando a capacidade adsorptiva do dissulfoton sulfona e, principalmente, de seu análogo oxigenado.

Quadro 9 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do dissulfoton sulfona pelas frações de solo (SCC, SMO e SFeA) e estas frações associadas a um material orgânico seco (MOS) nas proporções de 0, 5, 15 e 30%

MOS (%)	Dissulfoton Sulfona					
	SCC		SMO		SFeA	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$9,210 \pm 1,062$	$1,077 \pm 0,028$	$5,819 \pm 1,143$	$0,945 \pm 0,054$	$4,518 \pm 1,186$	$0,860 \pm 0,066$
5	$8,477 \pm 1,081$	$1,116 \pm 0,037$	$5,046 \pm 1,127$	$0,959 \pm 0,048$	$6,594 \pm 1,072$	$1,075 \pm 0,030$
15	$8,382 \pm 1,183$	$1,179 \pm 0,081$	$5,329 \pm 1,033$	$1,126 \pm 0,013$	$7,349 \pm 1,127$	$1,071 \pm 0,053$
30	$11,246 \pm 1,072$	$0,788 \pm 0,029$	$9,761 \pm 1,109$	$0,718 \pm 0,042$	$7,759 \pm 1,059$	$0,671 \pm 0,023$

Quadro 10 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona pelas frações de solo (SCC, SMO e SFeA) e estas frações associadas a um material orgânico seco (MOS) nas proporções de 0, 5, 15 e 30%

MOS (%)	Análogo Oxigenado do Dissulfoton Sulfona					
	SCC		SMO		SFeA	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$5,843 \pm 1,194$	$1,072 \pm 0,076$	$4,379 \pm 1,062$	$0,995 \pm 0,024$	$2,577 \pm 1,189$	$0,974 \pm 0,065$
5	$6,022 \pm 1,172$	$0,949 \pm 0,065$	$5,262 \pm 1,112$	$0,913 \pm 0,043$	$3,025 \pm 1,151$	$0,929 \pm 0,054$
15	$8,290 \pm 1,064$	$0,802 \pm 0,026$	$6,660 \pm 1,094$	$0,717 \pm 0,034$	$6,407 \pm 1,114$	$0,851 \pm 0,043$
30	$10,341 \pm 1,067$	$0,840 \pm 0,027$	$8,658 \pm 1,119$	$0,612 \pm 0,043$	$8,435 \pm 1,086$	$0,803 \pm 0,034$

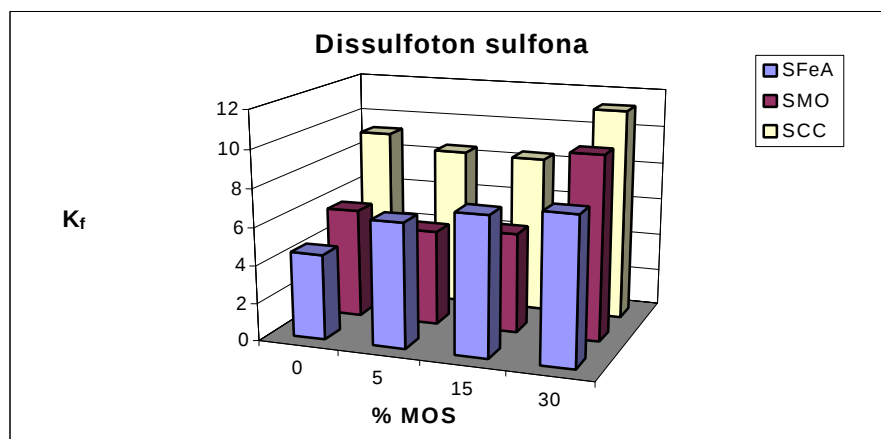


Figura 8 - Capacidade de adsorção (K_f) do dissulfoton sulfona pelas amostras de solo coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO) e solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA), após adição de 0, 5, 15 e 30% de material orgânico seco (MOS).

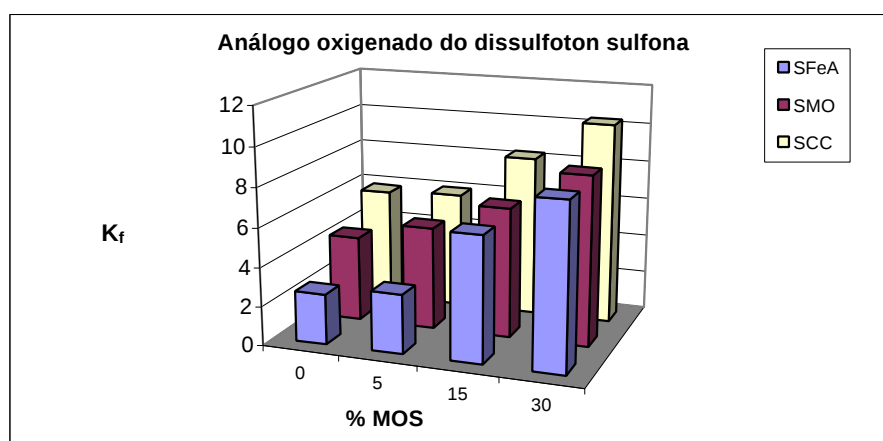


Figura 9 - Capacidade de adsorção (K_f) do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona pelas amostras de solo coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO) e solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA), após adição de 0, 5, 15 e 30% de material orgânico seco (MOS).

Para as matrizes de solo coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO) e solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA), a adição do material orgânico seco (MOS) aumentou a capacidade de adsorção do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona, proporcionalmente às quantidades de material orgânico adicionada. Já o dissulfoton sulfona não apresentou muita diferença na capacidade de adsorção para as proporções de 5 e 15% do material orgânico adicionado, tendo sido verificado um aumento expressivo na proporção de 30%.

Avaliando, de modo geral, os valores de $1/n$ para o análogo oxigenado do dissulfoton sulfona, percebe-se que eles tenderam a diminuir com o aumento da proporção do MOS. Essa tendência pode estar relacionada com o baixo valor de $1/n$ que o MOS possui. Para o dissulfoton sulfona, o aumento do MOS não afetou de maneira expressiva os valores de $1/n$. Estes resultados indicam que os dois produtos não competem pelos mesmos sítios, pois a diferença na linearidade pode estar associada aos vários tipos de sítios de adsorção.

De acordo com STEVENSON (1982), a grande importância da matéria orgânica nos processos de adsorção de agrotóxicos deve-se, em parte, ao número de sítios de adsorção fornecidos por ela e à ocupação de sítios de adsorção das superfícies das argilas pelos ácidos húmicos e fúlvicos e outros componentes da matéria orgânica.

De maneira geral, o material orgânico seco influenciou o processo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, independentemente das matrizes analisadas. Porém, em proporções mais representativas do MOS (30%), essas variações foram mais contrastantes. Os resultados apresentados estão de acordo com estudos feitos por GRAHAN-BRYCE (1967), que verificou a adsorção do dissulfoton em solos com diferentes teores de carbono orgânico e observou que a matéria orgânica influencia, significativamente, o processo da adsorção desse produto. Em solos com 31% de carbono orgânico os coeficientes de adsorção de Freundlich foram $K = 134,6$ e $n = 0,95$ e em solos com 0,7% de carbono orgânico os coeficientes estimados foram $K = 5,3$ e $n = 1,09$.

4.7.3. Efeito do tempo de incubação na adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado pelas matrizes

As amostras de solo coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO), solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA) e material orgânico seco (MOS) foram incubadas por 120 dias, mantendo-se a umidade em torno de 50% de sua capacidade de campo. Tais resultados estão apresentados nos Quadros 11 e 12.

Verifica-se, ao analisar os coeficientes de adsorção de Freundlich nos Quadros 11 e 12 e nas Figuras 10 e 11, que o dissulfoton sulfona não apresentou variação acentuada no processo de adsorção, no decorrer dos 120 dias de incubação, mas que o análogo oxigenado do dissulfoton sulfona apresentou tendência a aumentar a capacidade adsortiva durante o tempo em que permaneceu incubado.

O SCC apresentou diferença no valor de K_f após 120 dias de incubação, para os dois produtos estudados. Esta variação pode estar relacionada com alterações da matriz em que a matéria orgânica presente no solo pode ter se degradado, produzindo húmus, carboidratos e ácidos orgânicos de cadeia curta, o que favoreceu o processo de adsorção desses produtos por essa matriz.

O SMO não apresentou diferença no valor de K_f na adsorção do dissulfoton sulfona analisado aos 120 dias; foi observada somente tendência de aumento na adsorção do análogo oxigenado. Este resultado pode ser explicado pela ausência da matéria orgânica, que, de modo geral, é o fator principal na adsorção dos produtos de degradação do dissulfoton.

O SFeA apresentou acréscimo nos valores de K_f , o que pode estar relacionado com a solubilização dos óxidos de Fe^{3+} , já que a amostra foi mantida úmida durante os 120 dias de incubação. A solubilização desses óxidos de ferro pode levar à liberação de Fe^{3+} , ocasionando, com o tempo, a precipitação na forma de ferridrita, que quando associada à argila apresenta maior superfície adsortiva. Por outro lado, o umedecimento e a secagem da amostra durante o

Quadro 11 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do dissulfoton sulfona por frações de solo (SCC, SMO e SFeA) e material orgânico seco (MOS), analisados após 0, 60 e 120 dias de incubação

Tempo de Incubação	Dissulfoton Sulfona							
	SCC		SMO		SFeA		MOS	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$9,210 \pm 1,062$	$1,077 \pm 0,028$	$5,819 \pm 1,143$	$0,945 \pm 0,054$	$4,518 \pm 1,186$	$0,860 \pm 0,066$	$14,880 \pm 1,102$	$0,598 \pm 0,039$
60	$9,130 \pm 1,099$	$0,926 \pm 1,099$	$5,899 \pm 1,122$	$0,763 \pm 0,045$	$4,516 \pm 1,064$	$0,845 \pm 0,024$	$15,327 \pm 1,089$	$0,812 \pm 0,038$
120	$10,678 \pm 1,069$	$0,620 \pm 0,026$	$5,386 \pm 1,125$	$0,784 \pm 0,045$	$6,195 \pm 1,094$	$0,792 \pm 0,035$	$15,708 \pm 1,074$	$0,791 \pm 0,031$

Quadro 12 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona por frações de solo (SCC, SMO e SFeA) e material orgânico seco (MOS), analisados após 0, 60 e 120 dias de incubação

Tempo de Incubação	Análogo Oxigenado do Dissulfoton Sulfona							
	SCC		SMO		SFeA		MOS	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$5,843 \pm 1,194$	$1,072 \pm 0,076$	$4,379 \pm 1,062$	$0,995 \pm 0,024$	$2,577 \pm 1,189$	$0,974 \pm 0,065$	$12,872 \pm 1,104$	$0,686 \pm 0,041$
60	$6,393 \pm 1,081$	$1,071 \pm 0,034$	$5,653 \pm 1,250$	$1,146 \pm 0,099$	$2,807 \pm 1,117$	$1,007 \pm 0,042$	$14,925 \pm 1,089$	$0,776 \pm 0,037$
120	$10,409 \pm 1,062$	$1,003 \pm 0,028$	$6,397 \pm 1,059$	$0,693 \pm 0,022$	$7,634 \pm 1,135$	$0,650 \pm 0,048$	$13,887 \pm 1,138$	$0,701 \pm 0,059$

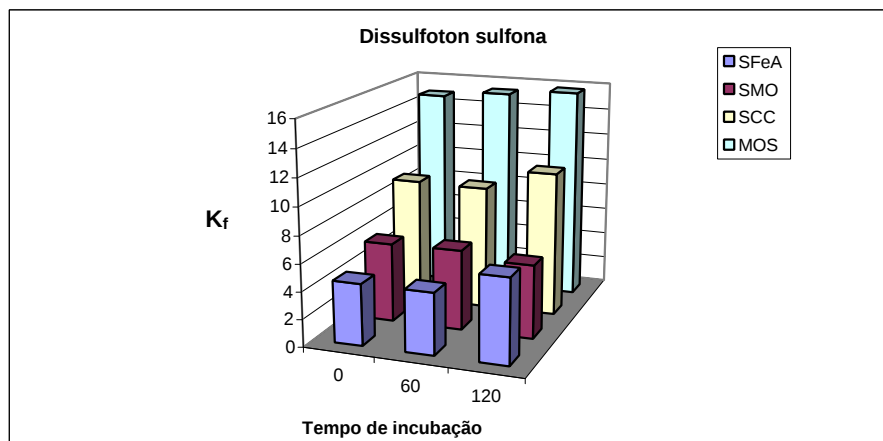


Figura 10 - Capacidade de adsorção (K_f) do dissulfoton sulfona pelas amostras de solo coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO), solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA) e material orgânico seco (MOS), avaliadas ao 0 dia e após 60 e 120 dias de incubação.

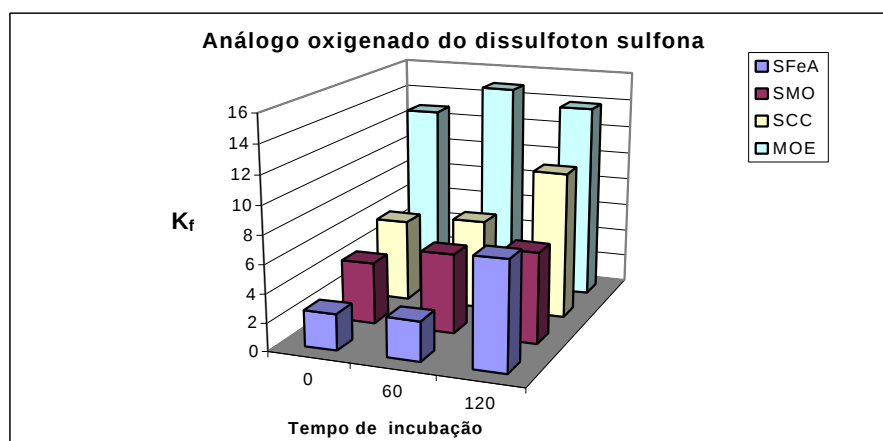


Figura 11 - Capacidade de adsorção (K_f) do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona pelas amostras de solos coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO) e solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA), avaliadas ao 0 dia e após 60 e 120 dias de incubação.

período de incubação podem ter proporcionado condições que garantem melhor estrutura à matriz, modificando sua superfície.

O MOS não apresentou grande variação nos valores de K_f e $1/n$, ao permanecer incubado, pois, mesmo mantendo a umidade, o tempo não foi suficiente para que a ação microbiana alterasse a proporção dos grupos funcionais do material orgânico pela sua decomposição.

Com exceção da matriz SCC na adsorção do análogo oxigenado, que apresentou linearidade aos 0, 60 e 120 dias analisados, nas outras matrizes observa-se variação dos valores de $1/n$ ao longo dos 120 dias. Uma análise isolada desses valores de $1/n$ parece indicar modificações diferentes ao longo desse período. As modificações ocorridas que afetam os valores de $1/n$ ao longo dos 60 primeiros dias são diferentes daquelas ocorridas nos 60 dias seguintes, o que afeta os valores de $1/n$ de tal forma que fica difícil prever a tendência de modificação ao longo de todo o período. Essas modificações parecem não afetar a matriz SCC, cujos valores de $1/n$ variam com certa tendência.

4.7.4. Avaliação simultânea do efeito da porcentagem de material orgânico seco e do tempo de incubação no estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado

4.7.4.1. Solo coletado no campo (SCC)

A matriz de solo coletado no campo (SCC), associada ao material orgânico seco (MOS) em proporções de 5, 15 e 30%, foi incubada por 120 dias, com a finalidade de avaliar a possibilidade de interações entre o MOS e esta matriz. Aos 0, 60 e 120 dias de incubação, a adsorção dos produtos de degradação do dissulfoton por essas amostras foi avaliada, e os resultados estão apresentados nos Quadros 13 e 14.

Quadro 13 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do dissulfoton sulfona pela fração de solo coletada no campo (SCC), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, analisada após 0, 60 e 120 dias de incubação

MOS (%)	Dissulfoton Sulfona					
	0		60		120	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$9,210 \pm 1,062$	$1,077 \pm 0,028$	$9,130 \pm 1,099$	$0,926 \pm 0,041$	$10,678 \pm 1,069$	$0,620 \pm 0,026$
5	$8,477 \pm 1,081$	$1,116 \pm 0,037$	$9,308 \pm 1,094$	$0,922 \pm 0,039$	$12,472 \pm 1,059$	$0,753 \pm 0,024$
15	$8,382 \pm 1,183$	$1,179 \pm 0,081$	$10,378 \pm 1,072$	$0,964 \pm 0,031$	$14,345 \pm 1,081$	$0,748 \pm 0,033$
30	$11,246 \pm 1,072$	$0,788 \pm 0,029$	$12,285 \pm 1,081$	$0,980 \pm 0,037$	$18,591 \pm 1,045$	$0,854 \pm 0,021$

Quadro 14 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona pela fração de solo coletada no campo (SCC), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, e analisada após 0, 60 e 120 dias de incubação

MOS (%)	Análogo Oxigenado do Dissulfoton Sulfona					
	0		60		120	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$5,843 \pm 1,194$	$1,072 \pm 0,076$	$6,393 \pm 1,081$	$1,071 \pm 0,034$	$10,409 \pm 1,062$	$1,003 \pm 0,028$
5	$6,022 \pm 1,172$	$0,949 \pm 0,065$	$6,648 \pm 1,074$	$1,076 \pm 0,031$	$12,213 \pm 1,175$	$0,892 \pm 0,072$
15	$8,290 \pm 1,064$	$0,802 \pm 0,026$	$9,836 \pm 1,057$	$0,913 \pm 0,024$	$13,921 \pm 1,172$	$1,080 \pm 0,082$
30	$10,341 \pm 1,067$	$0,840 \pm 0,027$	$10,563 \pm 1,057$	$0,979 \pm 0,025$	$16,567 \pm 1,072$	$0,872 \pm 0,032$

Verifica-se que, tanto para o dissulfoton sulfona quanto para seu análogo oxigenado, a variação da capacidade de adsorção (K_f) aumentou à medida que a proporção do teor de carbono orgânico sofreu acréscimo, sendo esta variação mais expressiva após 120 dias de incubação (Figuras 12 e 13).

O tempo de 60 dias parece não ter sido suficiente para ocorrer degradação e posterior humificação do material orgânico incubado. Já as matrizes incubadas por 120 dias apresentaram indícios da formação de materiais mais estáveis, que adsorveriam mais os compostos estudados.

A variação dos valores de $1/n$ pode estar relacionada com a diminuição de sítios de adsorção, uma vez que podem ter ocorrido interações entre as substâncias húmicas do MOS e os minerais de argila, formando complexos argilo-húmicos. Essas interações podem ser entre os grupos carboxílicos, fenólicos e hidroxílicos das substâncias húmicas e os óxidos de ferro cristalinos da argila, fazendo com que ocorram deformações na superfície dos ácidos húmicos, o que prejudicou as interações entre os compostos estudados e o material orgânico seco (MOS). Porém, deve-se considerar também a atividade microbiana como outro fator que interfere no processo de adsorção, já que a umidade foi mantida, favorecendo essa atividade.

4.7.4.2. Solo sem matéria orgânica (SMO)

As amostras de solo sem matéria orgânica (SMO) também foram incubadas com material orgânico seco (MOS) nas proporções de 5, 15 e 30%, para avaliar o comportamento deste material sem a interferência da matéria orgânica. Os resultados da adsorção dessa matriz estão apresentados nos Quadros 15 e 16.

Analisando os valores de K_f no Quadro 12 e nas Figuras 14 e 15, verifica-se que a tendência foi de aumento na capacidade de adsorção tanto do dissulfoton sulfona quanto do seu análogo oxigenado pela matriz de SMO, à medida que o teor de carbono orgânico e o tempo de incubação aumentaram.

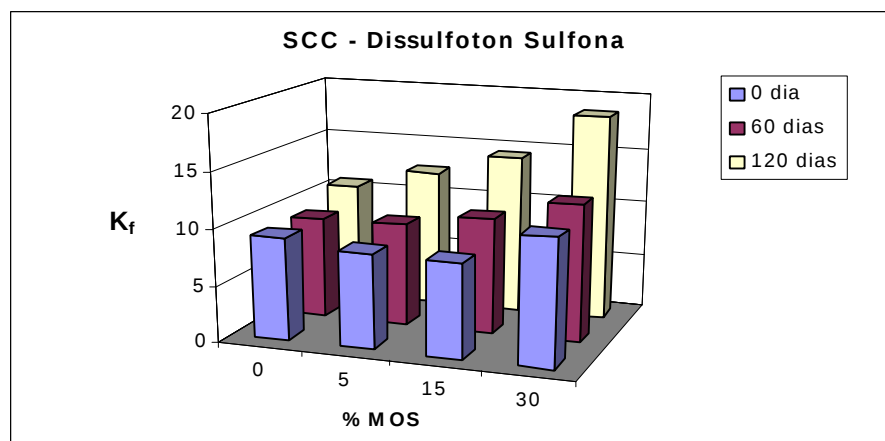


Figura 12 - Capacidade de adsorção (K_f) do dissulfoton sulfona pela amostra de solo coletada no campo (SCC), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, avaliada após 0, 60 e 120 dias de incubação.

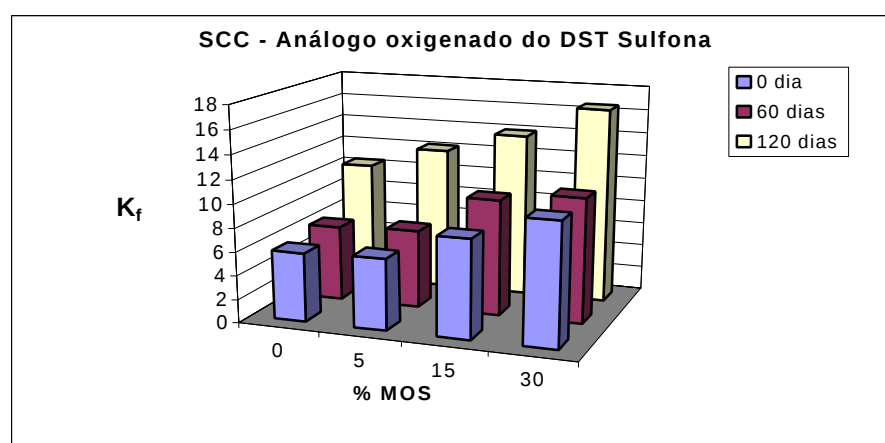


Figura 13 - Capacidade de adsorção (K_f) do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona pela amostra de solo coletada no campo (SCC), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, avaliada após 0, 60 e 120 dias de incubação.

Quadro 15 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do dissulfoton sulfona pela fração de solo sem matéria orgânica (SMO), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, e analisada após 0, 60 e 120 dias de incubação

MOS (%)	Dissulfoton Sulfona					
	0		60		120	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$5.819 \pm 1,143$	$0,945 \pm 0,054$	$5.899 \pm 1,122$	$0,763 \pm 0,045$	$5.386 \pm 1,125$	$0,784 \pm 0,045$
5	$5.046 \pm 1,127$	$0,959 \pm 0,048$	$5.916 \pm 1,119$	$0,898 \pm 0,045$	$7.246 \pm 1,042$	$0,659 \pm 0,016$
15	$5.329 \pm 1,033$	$1,126 \pm 0,013$	$6.967 \pm 1,109$	$0,980 \pm 0,044$	$8.466 \pm 1,122$	$0,855 \pm 0,044$
30	$9.761 \pm 1,109$	$0,718 \pm 0,042$	$10.274 \pm 1,040$	$0,773 \pm 0,016$	$10.797 \pm 1,102$	$0,854 \pm 0,042$

Quadro 16 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona pela fração de solo sem matéria orgânica (SMO), associada ao MOS em proporções de 0,5, 15 e 30%, e analisada após 0, 60 e 120 dias de incubação

MOS (%)	Análogo Oxigenado do Dissulfoton Sulfona					
	0		60		120	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$4.379 \pm 1,062$	$0.995 \pm 0,024$	$5.653 \pm 1,250$	$1.146 \pm 0,099$	$6.397 \pm 1,059$	$0.693 \pm 0,022$
5	$5.262 \pm 1,112$	$0,913 \pm 0,043$	$7.027 \pm 1,096$	$0.980 \pm 0,039$	$7.214 \pm 1,050$	$0.668 \pm 0,019$
15	$6.660 \pm 1,094$	$0.717 \pm 0,034$	$7.207 \pm 1,122$	$1.138 \pm 0,053$	$9.195 \pm 1,151$	$0.855 \pm 0,059$
30	$8.658 \pm 1,119$	$0.612 \pm 0,043$	$10.294 \pm 1,089$	$0.775 \pm 0,035$	$12.635 \pm 1,099$	$0.845 \pm 0,042$

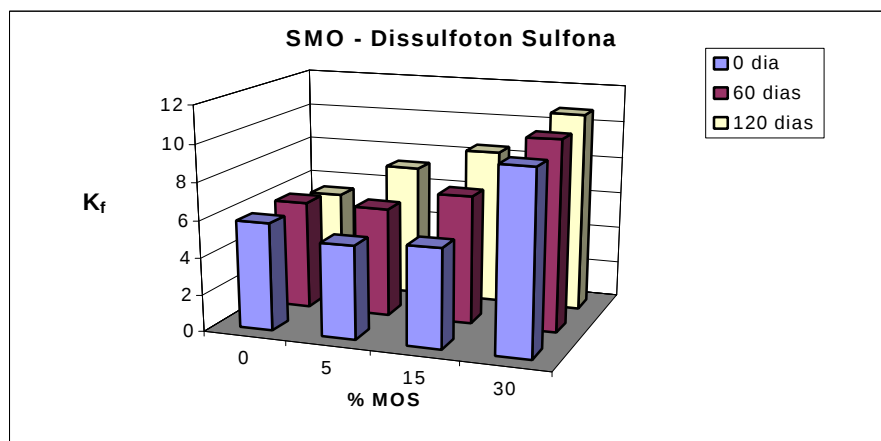


Figura 14 - Capacidade de adsorção (K_f) do dissulfoton sulfona pela amostra de solo sem matéria orgânica (SMO), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, avaliada após 0, 60 e 120 dias de incubação.

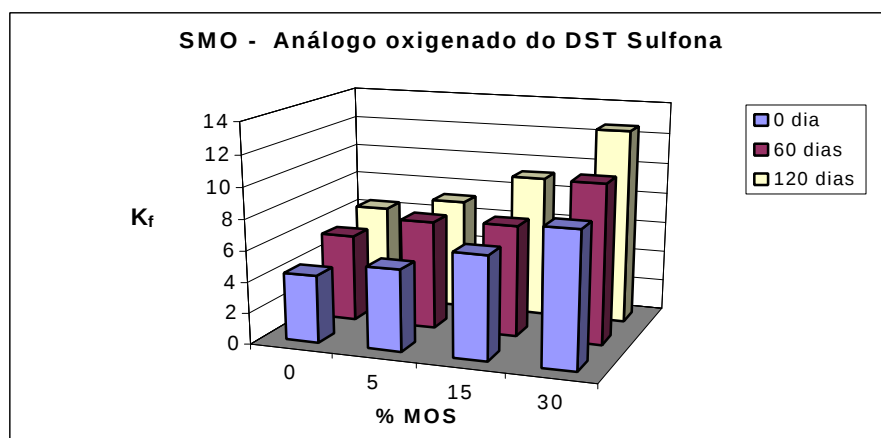


Figura 15 - Capacidade de adsorção (K_f) do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona pela amostra de solo sem matéria orgânica (SMO), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, avaliada após 0, 60 e 120 dias de incubação.

O processo de humificação da matéria orgânica, que provavelmente ocorreu durante os 120 dias em que a matriz foi incubada, pode ter aumentado suas propriedades coloidais e, ainda, incorporado uma variedade de grupos funcionais de diferentes reatividades, que pode ter sido o motivo da alteração na capacidade adsorptiva dessa matriz, pois ocorreram variações nos valores de $1/n$ durante este tempo.

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

Amostras de solo sem matéria orgânica e sem óxidos de ferro amorfos (SFeA) foram incubadas ao longo de 120 dias, com quantidades crescentes do material orgânico seco (MOS), para avaliar a contribuição deste material na ausência da matéria orgânica e dos óxidos de ferro amorfos. Os resultados deste estudo estão apresentados nos Quadros 17 e 18.

Os valores da capacidade de adsorção demonstram o aumento da afinidade entre o dissulfoton sulfona e o seu análogo oxigenado pela matriz SFeA incubada com MOS, pois houve acréscimo nos valores de K_f à medida que o teor de carbono orgânico e o tempo de incubação aumentaram (Figuras 16 e 17).

Diversas propriedades da matéria orgânica podem advir de sua origem ou de seu estado de decomposição (STEVENSON, 1982), pois por ação microbiológica pode ocorrer degradação da matéria orgânica, levando à formação de estruturas mais estáveis com o tempo. Já que as matrizes foram mantidas incubadas sob controle de umidade por 120 dias, supõe-se que ocorreu formação de ácidos húmicos e fúlvicos, havendo maior afinidade pelos compostos estudados com o passar do tempo.

Tal fato demonstra que, apesar de a matriz estar livre de óxidos de ferro amorfos e de matéria orgânica natural, o MOS foi suficiente para alterar o comportamento da matriz na adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, variando os valores de K_f . Os valores de $1/n$ não apresentaram variações expressivas com o aumento do teor de carbono orgânico. Tal fato leva à

Quadro 17 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do dissulfoton sulfona pela fração de solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, analisada após 0, 60 e 120 dias de incubação

MOS (%)	Dissulfoton Sulfona					
	0		60		120	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$4,518 \pm 1,186$	$0,860 \pm 0,066$	$4,516 \pm 1,064$	$0,845 \pm 0,024$	$6,195 \pm 1,094$	$0,792 \pm 0,035$
5	$6,594 \pm 1,072$	$1,075 \pm 0,030$	$7,033 \pm 1,040$	$0,932 \pm 0,016$	$8,855 \pm 1,094$	$0,765 \pm 0,036$
15	$7,349 \pm 1,127$	$1,071 \pm 0,053$	$7,522 \pm 1,122$	$1,065 \pm 0,052$	$10,560 \pm 1,094$	$0,89 \pm 0,037$
30	$7,759 \pm 1,059$	$0,671 \pm 0,023$	$8,187 \pm 1,140$	$1,054 \pm 0,059$	$15,214 \pm 1,086$	$0,784 \pm 0,037$

Quadro 18 - Coeficientes K_f e $1/n$, das isotermas de Freundlich, da adsorção do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona pela fração de solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, analisada após 0, 60 e 120 dias de incubação

MOS (%)	Análogo Oxigenado do Dissulfoton Sulfona					
	0		60		120	
	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$	K_f	$1/n$
0	$2.577 \pm 1,189$	$0,974 \pm 0,065$	$2,807 \pm 1,117$	$1,007 \pm 0,042$	$7.634 \pm 1,135$	$0,650 \pm 0,048$
5	$3.025 \pm 1,151$	$0,929 \pm 0,054$	$4.630 \pm 1,153$	$1,064 \pm 0,059$	$8.572 \pm 1,069$	$0,786 \pm 0,027$
15	$6.407 \pm 1,114$	$0,851 \pm 0,043$	$7.264 \pm 1,122$	$0,992 \pm 0,049$	$11.365 \pm 1,038$	$0,652 \pm 0,015$
30	$8.435 \pm 1,086$	$0,803 \pm 0,034$	$9.798 \pm 1,086$	$0,841 \pm 0,035$	$13.718 \pm 1,052$	$0,753 \pm 0,022$

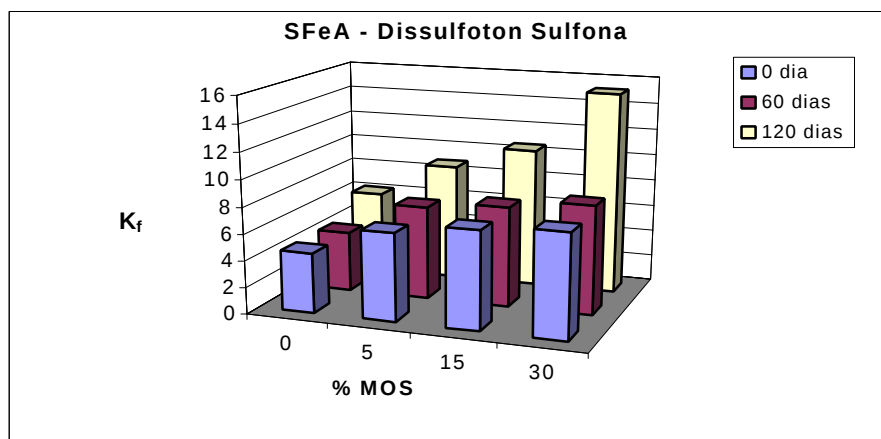


Figura 16 - Capacidade de adsorção (K_f) do dissulfoton sulfona pela amostra de solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, avaliada após 0, 60 e 120 dias de incubação.

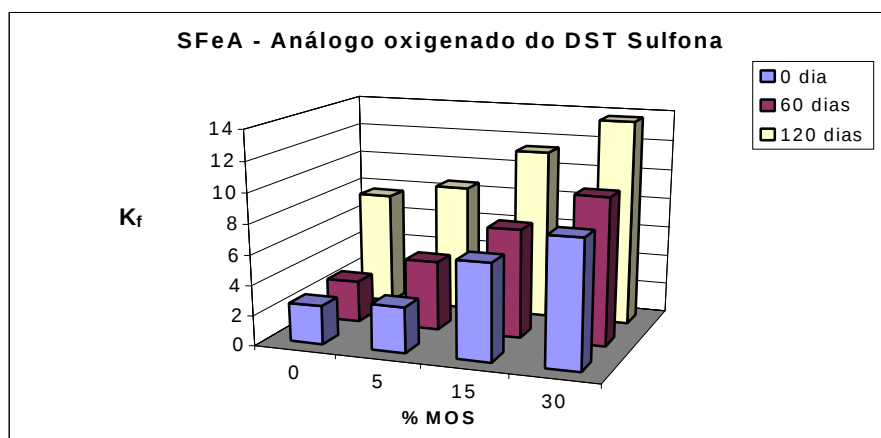


Figura 17 - Capacidade de adsorção (K_f) do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona pela amostra de solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA), associada ao MOS em proporções de 0, 5, 15 e 30%, avaliada após 0, 60 e 120 dias de incubação.

conclusão de que durante os 120 dias incubados, enquanto os sítios existentes foram saturados, outros foram se formando. A formação desses novos sítios pode ocorrer por intermédio da adição do MOS, que interage com os minerais de argila, formando complexos argilo-húmicos, que apesar de indisponibilizar os sítios fornecidos pelo MOS apresenta novos sítios de adsorção em sua superfície.

5. RESUMO E CONCLUSÕES

O presente trabalho teve como objetivo estudar a adsorção dos produtos finais de degradação do dissulfoton, dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, em amostras de solo, por meio das isotermas de Freundlich. Essas isotermas fornecem parâmetros como K_f (capacidade de adsorção) e $1/n$ (linearidade da isoterma), os quais permitem inferir sobre o processo adsorptivo desses produtos. O solo usado neste trabalho foi um Latossolo Vermelho-Amarelo, utilizado na cultura do café, procedente da região de Viçosa. O solo foi previamente caracterizado por meio de análises químicas, físicas e mineralógicas e algumas frações foram removidas, com intuito de avaliar a contribuição de cada uma no processo da adsorção. As frações removidas foram matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos.

Foi ainda avaliada a contribuição de um material orgânico seco (MOS) quando em contato com as matrizes de solo coletado no campo (SCC), solo sem matéria orgânica (SMO) e solo sem matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos (SFeA). O material orgânico foi adicionado, nas proporções de 5, 15 e 30%, às frações e incubado por 120 dias. As amostras foram analisadas aos 0, 60 e 120 dias.

Para a realização deste trabalho, foram feitos testes para selecionar um solvente extrator para o dissulfoton sulfona e o seu análogo oxigenado em

solução aquosa; determinou-se o tempo de equilíbrio entre as soluções dos produtos estudados e a matriz sólida; e determinou-se também a faixa de concentração dos produtos adequada para construir as isotermas de adsorção. Os resultados desses testes mostraram que o diclorometano foi o melhor solvente extrator, o tempo de equilíbrio estabelecido foi de 24 horas e a faixa de concentração adequada foi de 2 a 60 $\mu\text{g mL}^{-1}$.

Os coeficientes obtidos pela isoterma de Freundlich (K_f e $1/n$), determinados pelo estudo da adsorção do dissulfoton sulfona e de seu análogo oxigenado, pelas diferentes matrizes estudadas, permitiram uma série de conclusões a respeito da participação de cada fração no processo adsorptivo desses produtos. Neste estudo, verificou-se que a remoção das frações do solo, matéria orgânica e óxidos de ferro amorfos, reduz a adsorção dos produtos de degradação do dissulfoton, dissulfoton sulfona e seu análogo oxigenado, pelas matrizes estudadas. A adição de um material orgânico seco, nas proporções de 5, 15 e 30%, às diferentes frações estudadas alterou a capacidade adsorptiva dos produtos, sendo essas alterações mais representativas na proporção de 30% do material adicionado.

O tempo de incubação, de modo geral, alterou o processo adsorptivo. Aos 120 dias observou-se a tendência de crescimento da capacidade de adsorção para todas as matrizes estudadas.

O dissulfoton sulfona apresentou diferença na capacidade de adsorção quando comparado com seu análogo oxigenado, em todo o experimento; esta diferença pode estar relacionada com a diferença na estrutura da molécula e, conseqüentemente, com a preferência por vários sítios de adsorção.

Pode-se concluir que o comportamento dos produtos finais de degradação do dissulfoton é controlado por interações entre as características do produto e do solo e que a matéria orgânica e os óxidos de ferro amorfos contribuem no processo da adsorção. De modo geral, o resultado deste trabalho permite concluir que em solos com elevado teor de matéria orgânica os produtos de degradação do dissulfoton estarão mais adsorvidos e, portanto, menos disponíveis para serem lixiviados, evitando assim a contaminação de corpos hídricos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACUÑA, R.S. **Epidemiologia e controle químico da ferrugem (*Hemileia vastarix* Berk. & Br.) do cafeeiro (*Coffea arabica* L.)**. Viçosa, MG: UFV, 1996. 140p. Tese (Doutorado em Fitopatologia) – Universidade Federal de Viçosa, 1996.
- ANDERSON, J.U. An improved pretreatment for mineralogical analysis of samples containing organic matter. **Clays and Clays Minerals**, v.10, p.380-388, 1963.
- ANDRÉA, M.M. **Metabólitos tóxicos do dissulfoton: comportamento em feijoeiro, no solo e em solução nutriente**, Piracicaba, SP: ESALQ, 1986. 110p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1986.
- ARIENZO, M., CRISANTO, T., SÁNCHEZ-MARTÍN, 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, with implications concerning pesticide bioactive, **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.12, n.4, p.224-232, 1964.
- BARROW, N.J. The description of phosphorus adsorption curves. **The Journal of Soil Science**, v.29, p.447-462, 1978.
- BLANCO, H.G. Destino, comportamento e resíduos dos herbicidas no solo. **O Biológico**, v.45, n.11/12, p.225-248, 1979.

- BLUMHORST, M.R. Experimental parameters used to study pesticide degradation in soil, **Weed Technology**, v.10, n.1, p.169-173, 1996.
- BRIGGS, G.G. Factors affecting the uptake of soil-applied chemicals and other organism. In: HANCE, R.J. (Ed.) **Soils and crop protection chemicals**. Croydon: British Crop Protection Council, 1984. p.35-48 (Monogr. 27).
- 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.
- BURNS, R.G., AUDUS, L.J. Distribution and breakdown of paraquat in soil. **Weed Research**, Oxford, v.10, n.1, p.67-90, 1973.
- 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.
- CLIVE, T. **A world compedium the pesticide manual; incorporating the agrochemicals handbook**. 10.ed. Surrey, UK: Crop Protections Publications, 1995, 1341p.
- COLLINS, C.H., BRAGA, G.L., BONATO, P.S. **Introdução a métodos cromatográficos**. Campinas: Editora da Unicamp, 1997. 279p.
- COSTA, J.B. **Caracterização e constituição do solo**, 2.ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1985. 122p.
- DANNENBERG, A., PEHKONEN, S.O. Investigation of the heterogeneously catalyzed hydrolysis of organophosphorus pesticides. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.46, n.1, p.325-334, 1998.
- DEFELIPO, B.V., RIBEIRO, A.C. **Análise química do solo**. Viçosa, MG: UFV, 1981, 17p. (Boletim de extensão, 29).
- DESHPANDE T.L., GREELAND, D.J., QUIRK, J.P. Changes in soil properties associated with the removal of iron and aluminium oxides. **Journal soil Science**, v.19, p.108-122, 1965.

- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA.
Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1979. 205p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA.
Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Serviço de Produção de Informação, 1999. 412p.
- ETO, M. **Organophosphorus pesticides:** organic and biological chemistry. Cleveland: CRC Press, 1974. 387p.
- FONTES, M.P.F. **Mineralogia do solo.** Viçosa, MG:UFV, 1996. 144p. (Notas de aula).
- FRANCISCO, O., BARK, E., ROSSIN, N., SAQUI, P. **The Science of the Total Environment**, 123-124, 1992.
- GERCA. **Cultura de café no Brasil. Manual de recomendações**, Ministério da Indústria e do comércio, Instituto brasileiro do café, Grupo Executivo de Racionalização da Cafeicultura, Jan. 1979, 312p.
- GERSTL, Z., MINGELGRIN, U. Sorption of organic substances by soil and sediments. **Journal of Environmental Science and Health**, v.19, n.3, p.297-312, 1984.
- GIESIKING, J.E. **Soil Componentes.** New York: Springer-Verlag, 1975, 534p.
- GRAHAM-BRYCE, I.J. Adsorption of disulfoton by soil. **Journal of Science Food Agric.**, v.18, p.72-77, 1967.
- GU, B., SCHMLTT, J., CHEN, Z. LIANG, L., McCARTHY, J.F. Adsorption and desorption of natural organic matter on iron oxide: mechanisms and models. **Environmental Science Technologic**, v.28, n.1, p.38-46, 1994.
- GUNARY, D.A. A new adsorption isotherm for phosphate in soil. **Soil Science**, v. 21, p.72-77, 1970.
- GUO, L., BICHI, T.J., FELSOT, A.S., HINESLY, T.D. Sorption and movement of alachlor in soil modified by carbon-rich wastes. **Journal Environmental Quality**, v.22, n.1, p.186-194, 1993.
- 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.
- HAQUE, R., FREED, V.H. **Environmental dynamics of pesticides.** New York: Plenum Press, 1975. 387p.

- HARRIS, C.R., CHAPMAN, R.A., TOLMAN, J.H., MOY P., HENNING K., HARIS C. A Comparison of the persistence in a clay loam of single and repeated annual applications of seven granular insecticidal used for corn rootworm control. **Journal Environmental Science Health**, Part B v.23, n.1, p.1-32, 1988.
- HUANG, P.M., GROVER, R., McKERCHER, R.B. Components and particle size fractins involved in atrazine adsorption by soil. **Soil Science**, v.138, p.20-24, 1984.
- IBRAHIM, F.B., GILBERT, J.M., EVANS, R.T., CAVAGNOL, J.C., Decomposition of di-syston (0,0-diethyl S-[2-(ethylthio) ethyl] phosphorodithioate) on fertilizer by infrared, gas-liquid chromatography, and thin-layer chromatography. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.17, p.300-305, 1969.
- JACKSON, M.L. **Soil chemical analysis. Advanced course**. Madison: Wisconsin: s. ed., 1969. 894p.
- KHAN, S.U. **Pesticides in the soil environment**. Amsterdam: Elsevier, 1980. 240p.
- KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Ceres, 1985. 492p.
- KNIGHT, B.A.G., TOMLINSON, T.E. The interaction of paraquat with soil: Adsorption by na expanding lattice clay mineral. **Weed Research**, Oxford, v.10, n.1, p.40-48, 1970.
- KOSKINEN, W.C., HARPER, S.S. The retention process: mechanisms. In: CHENG, H.H. (Ed.). **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modelling**. Madison: Soil Science Society of America, 1990. p.51-57, (Book Series, number 2).
- KUO, W.S., REGAN, R.W. Removal of pesticides from rinsate by adsorption using agricultural residuals as medium. **Journal of Environmental Science and Health**, part B - Pesticides food contaminants and agricultural wastes, v.34, n.3, p.431-447, 1999.
- LACORTE, S., LARTIGES, S.B., GARRIGUES, P., BARCELÓ, D. Degradation of organophosphorus pesticides and their transformation products in estuarine waters. **Environmental Science Technologic**, v.29 n.2, p. 431-438, 1995.

- 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.
- LEISTRA, M., BROMULOW, R.H., BOESTEN, J.T.I. Measured and simulated behaviour of oxamyl in fallow soils. **Pesticides Science**, Oxford, v.11, p.379-388, 1980.
- 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.
- LUCHINI, L.C., HIRATA, R., RUEGG, E.F. Sorção e mobilidade de pesticidas associados a propriedades físico-químicas de solos de cerrados do Estado de São Paulo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.19, p.157-162, 1984.
- MARICONI, F.A.M. **Inseticidas e seu emprego no combate às pragas**, 7.ed. São Paulo: Nobel, 1985, v.1, 392p.
- MARTIN, H., WORTHING, C.R. **Pesticide manual, basic information on the chemical used as active components of pesticides**. 5.ed., London: British Crop Protection Council, 1968.
- MATRANGOLO, P.F.R. **Avaliação da percolação do triadimenol no solos por cromatografia gasosa e líquida de alta eficiência**. Viçosa, MG: UFV, 1998, 67p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Viçosa, 1999.
- MOREIRA, L.F. **Diagnóstico dos problemas ecotoxicológicos causados pelo uso de inseticidas (Metamidofós) na região agrícola de Viçosa-MG**. Viçosa, MG: UFV, 1995, 95p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica) – Universidade Federal de Viçosa, 1995.
- 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.
- NAGAI Y, SHIMBA, K, YUSA Y, YAGI, A. Soil adsorption and its mechanism of the fungicide mepanipyrim, **Journal of Pesticide Science**, v.24, n.3, p.280-286, 1999.

- NUNES, A.M.L. **Tempo de absorção, efeito protetor, curativo e de translocação de fungicidas no controle da ferrugem do cafeeiro (*Hemileia vastatrix* Berk. & Br.)**. Viçosa-MG: UFV. 1986. 91p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, 1986.
- OLIVEIRA, J.B., JACOMINE, P.K.T., CAMARGO, M.N. **Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento**. 2 ed., Jaboticabal: FUNEP, 1992. 201p.
- OLIVEIRA JR., R.S. **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.
- OLSEN, S.R., WATANABE, F.S. A methods to determine a phosphorus adsorption maximum of soil as measured by Langmuir isotherm. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, v.21, p.144-149, 1957.
- ONKEN, B.M., TRAINA, S.J. The sorption of pyrene and anthracene to humic acid-mineral complexes: effect of fractional organic carbon content. **Journal of Environmental Quality**, v.26, n.1, p.126-132, 1997.
- ONUSKA, F.I. Techniques and procedures for preparation of aquatic samples for chromatographic analyses. **Journal of High Resolution Chromatography**, v.12, p.4-11, 1989.
- 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).
- PERES, G., PEREIRA, P. Veneno no campo e nas cidades. **Estado de Minas**, Belo Horizonte, 11 Mar. 1998. Agropecuário, p.6.
- PIFFER, R. **Movimento e degradação de aldicarbe e sulfona de aldicarbe em dois diferentes solos**. Lavras: ESAL, 1989. 99p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) - Escola Superior de Agricultura de Lavras, 1989.
- PIRES, N. M. **Bioatividade dos herbicidas trifluralina e imazaquin no solo**, Viçosa, MG: UFV, 1994. 69p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Viçosa, 1994.
- RIGITANO, R.L.O., BARBOSA, T.M.L. Influência da classe e profundidade do solo na degradação do inseticida-nematicida aldicarbe. **Pesq. Agrop. Bras.**, Brasília, v.29, n.6, p.955-960, 1994.

- RIGITANO, R.L.O., SOUZA, J.C. Ocorrência de resíduos do inseticida dissulfoton em folhas de cafeeiro após a sua aplicação no solo. **Pesq. Agrop. Bras.**, v. 29, n.6, p.839-846, 1994.
- RIGITANO, R.L.O., SOUZA, J.C., TONHASCA JÚNIOR, A. Ocorrência de aldicarbe em folhas do cafeeiro e seu efeito no controle do bicho-mineiro *Perileucoptera coffeella* (Guérin-Mèneville, 1842). **Ciência e Prática**, v.17, n.1, p.43-48, 1993.
- RIGITANO, R.L.O. **Lixiviação de agrotóxicos em solos**. Lavras, MG: ESAL, 1996. 14p. (Notas de aula).
- RÜEGG, E.F., PUGA, F.R., SOUZA, M.C.M., ÚNGARO, M.T.S., FERREIRA, M.S., YOKOMIZO, Y., ALMEIDA, W.F. **Impacto dos agrotóxicos sobre o ambiente, a saúde e a sociedade**. São Paulo: Ícone, 1986. 96p.
- SALTZMAN, S., KLIGER, L., YARON, B. Adsorption-desorption of parathion as affected by soil organic matter. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.20, n.6, p.1224-1226, 1972.
- SANDOZ AGRO LTD. **GLC Determination of Dissulfoton Residues in Plant material and Soil**, Basileia, Suíça: Sandoz Agro, 1972. 5p.
- SHUMAN, L.M. Effect of removal of organic matter and iron-or manganese-oxide on zinc adsorption by soil. **Soils Science**, v.146, n.4, p.248-254, 1988.
- SILVA, F.C., CARDEAL, Z.L., CARVALHO, C.R. Determinação de pesticidas organofosforados em água usando microextração em fase sólida e CGAR-EM. **Química Nova**, v.22, n.2, p.197-200, 1999.
- SOCCOL, C.R., PINHEIRO, L.I., KREFTA, A.A.W. Degradação microbiológica de pesticidas no solo: revisão bibliográfica. **Pesticidas Revista Técnico-Científica**, v.5, p.1-18, 1995.
- SONON, L.S., SCHWAB, A.P. Adsorption characteristics of atrazine and alachor in Kansas soil. **Weed Sci.**, v.43, n.3, p.461-466, 1995.
- SOUZA, J.C., REIS, P.R., RIGITANO, R.L.O. **Bicho-mineiro do cafeeiro: biologia, danos e manejo integrado**. Belo Horizonte: EPAMIG, 1998. 48p.
- SPECHT, W. Gas-chromatographphic method for determining residues of the fungicide fuberizadol, fluotrimazole and triadimefon in plant and soil. **Pflanzenschutz Nachrichten Bayer**, v.30, n.1, p.55-71, 1977.
- STEVENS, R.W. **Pesticides in the environment**. New York: Marcel Dekker, 1976. v.1, 270p.

- STEVENSON, F.J. **Humus chemistry**. New York: John Wiley, 1982. 443p.
- SUNDARAM, K.M.S., SLOANE, L., NOTT, R. Adsorption and desorption kinetics of diflubenzuron and fenitrothion in two different boreal forest soils, **Journal Environmental Science Health**, Part B, v.32, n.1, p.1-24, 1997.
- SZETO, S.Y., BROWN, M.J. Gas-liquid chromatographic methods for the determination of disulfoton, phorate, oxydemeton-methyl, and their toxic metabolites in asparagus tissue and soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.30, p.1082-1086, 1982.
- SZETO, S.Y., VERNON, R.S., BROWN, M.J. Degradation of disulfoton in soil and its translocation into asparagus. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.31, p.217-220, 1983.
- 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.
- TAKASE, I., OYAMA, H. Uptake and bioconcentration of disulfoton and its oxidation compounds in carp, *Cyprinus carpio* L.. **Journal Pesticide Science**, v.10, p.47-53, 1985.
- TAKASE, I., TSUDA, H., YOSHIMOTO Y. The fate of disyston active ingredient in soil. **Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer**, v.25, n.1, p.43-63, 1972.
- THORNTON, J.S., ANDERSON, C.A. Determination of residues of di-syston and metabolites by thermoionic emission flame gas chromatography. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v.16, p.895-898, 1968.
- 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.
- WAGENET, R.J., RAO, P.S.C. Modelling pesticide fate in soils. In: CHENG, H.H. (Ed.) **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modelling**. Madison: Soil Science Society of America, 1990, p.351-399. (Book Series, 2)

WANJALA, F.M.E. Disyston (disulfoton) granules against leafminers, *leucoptera meyricki* Ghesq. Applied at different periods in a rainy season, **Kenya coffe**, v.41, n.485, p.277-280, 1976.

WARE, G.W. Inseticides. 4.ed. In: WARE, G.W. (Ed.) **The pesticide book**. Fresno, CA: Thomson Publ., 1994. p.47-52.

APÊNDICE

APÊNDICE A

Quadro 1A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,070	9,300	0,029	0,968	$A = 0,964 \pm 0,026$
5,000	2,520	24,800	0,401	1,394	$B = 1,077 \pm 0,028$
10,000	4,610	53,900	0,664	1,732	$R^2 = 0,997$
20,000	9,430	105,700	0,975	2,024	$K_f = 10^A = 9,210 \pm 1,062$
40,000	19,230	207,660	1,284	2,317	$1/n = B = 1,077 \pm 0,028$
60,000	28,380	335,860	1,453	2,526	

Quadro 2A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,370	6,310	0,137	0,800	$A = 0,767 \pm 0,077$
5,000	2,690	23,090	0,430	1,363	$B = 1,072 \pm 0,076$
10,000	6,048	39,520	0,782	1,597	$R^2 = 0,980$
20,000	11,509	84,910	1,061	1,929	$K_f = 10^A = 5,843 \pm 1,194$
40,000	22,950	170,530	1,361	2,232	$1/n = B = 1,072 \pm 0,076$
60,000	35,721	242,790	1,553	2,385	

Quadro 3A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,051	9,490	0,022	0,977	$A = 0,928 \pm 0,034$
5,000	2,630	23,710	0,420	1,375	$B = 1,116 \pm 0,037$
10,000	5,220	47,780	0,718	1,679	$R^2 = 0,996$
20,000	8,940	110,620	0,951	2,044	$K_f = 10^A = 8,477 \pm 1,081$
40,000	18,800	211,960	1,274	2,326	$1/n = B = 1,116 \pm 0,037$
60,000	26,270	337,340	1,419	2,528	

Quadro 4A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,350	6,500	0,130	0,813	$A = 0,780 \pm 0,069$
5,000	2,910	20,930	0,464	1,321	$B = 0,949 \pm 0,065$
10,000	6,490	35,060	0,812	1,545	$R^2 = 0,982$
20,000	12,840	71,560	1,109	1,855	$K_f = 10^A = 6,022 \pm 1,172$
40,000	25,470	145,310	1,406	2,162	$1/n = B = 0,949 \pm 0,065$
60,000	42,340	176,620	1,627	2,247	

Quadro 5A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,210	7,890	0,083	0,897	$A = 0,923 \pm 0,073$
5,000	2,240	27,610	0,350	1,441	$B = 1,179 \pm 0,081$
10,000	4,380	56,230	0,641	1,750	$R^2 = 0,982$
20,000	8,760	112,400	0,943	2,051	$K_f = 10^A = 8,382 \pm 1,183$
40,000	17,730	222,700	1,249	2,348	$1/n = B = 1,179 \pm 0,081$
60,000	24,740	352,590	1,393	2,547	

Quadro 6A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,110	8,900	0,045	0,949	$A = 0,919 \pm 0,027$
5,000	2,873	21,270	0,458	1,328	$B = 0,802 \pm 0,026$
10,000	6,646	33,540	0,823	1,526	$R^2 = 0,996$
20,000	13,380	66,240	1,126	1,821	$K_f = 10^A = 8,290 \pm 1,064$
40,000	27,730	122,670	1,443	2,089	$1/n = B = 0,802 \pm 0,026$
60,000	42,964	170,360	1,633	2,231	

Quadro 7A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	0,970	10,300	-0,013	1,013	$A = 1,051 \pm 0,030$
5,000	2,480	25,120	0,394	1,400	$B = 0,788 \pm 0,029$
10,000	5,430	45,730	0,735	1,660	$R^2 = 0,995$
20,000	12,620	73,810	1,101	1,868	$K_f = 10^A = 11,246 \pm 1,072$
40,000	25,760	142,410	1,411	2,154	$1/n = B = 0,788 \pm 0,029$
60,000	38,880	211,160	1,590	2,325	

Quadro 8A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,000	10,000	0,000	1,000	$A = 1,015 \pm 0,028$
5,000	2,730	22,700	0,436	1,356	$B = 0,840 \pm 0,027$
10,000	5,210	47,900	0,717	1,680	$R^2 = 0,996$
20,000	11,869	81,310	1,074	1,910	$K_f = 10^A = 10,341 \pm 1,067$
40,000	24,700	153,010	1,393	2,185	$1/n = B = 0,840 \pm 0,027$
60,000	38,620	213,840	1,587	2,330	

Quadro 9A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 aos 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,050	9,500	0,021	0,978	$A = 0,961 \pm 0,041$
5,000	2,710	22,870	0,433	1,359	$B = 0,926 \pm 0,041$
10,000	5,230	47,730	0,719	1,679	$R^2 = 0,992$
20,000	12,300	77,000	1,090	1,886	$K_f = 10^A = 9,130 \pm 1,099$
40,000	23,270	167,330	1,367	2,224	$1/n = B = 0,926 \pm 0,041$
60,000	33,970	260,290	1,531	2,415	

Quadro 10A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o solo coletado no campo (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 aos 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,210	7,900	0,083	0,898	$A = 0,806 \pm 0,034$
5,000	2,838	21,620	0,453	1,335	$B = 1,071 \pm 0,034$
10,000	6,120	38,780	0,787	1,589	$R^2 = 0,996$
20,000	11,530	84,670	1,062	1,928	$K_f = 10^A = 6,393 \pm 1,081$
40,000	22,350	176,500	1,349	2,247	$1/n = B = 1,071 \pm 0,034$
60,000	31,860	281,380	1,503	2,449	

Quadro 11A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	0,990	10,100	-0,004	1,004	$A = 0,969 \pm 0,039$
5,000	2,870	21,300	0,458	1,328	$B = 0,922 \pm 0,039$
10,000	5,654	43,460	0,752	1,638	$R^2 = 0,993$
20,000	10,620	93,800	1,026	1,972	$K_f = 10^A = 9,308 \pm 1,094$
40,000	23,650	163,460	1,374	2,213	$1/n = B = 0,922 \pm 0,039$
60,000	34,790	252,100	1,541	2,402	

Quadro 12A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,180	8,200	0,072	0,914	$A = 0,823 \pm 0,031$
5,000	2,960	20,380	0,471	1,309	$B = 1,076 \pm 0,031$
10,000	5,770	42,290	0,761	1,626	$R^2 = 0,997$
20,000	10,660	93,440	1,028	1,971	$K_f = 10^A = 6,648 \pm 1,074$
40,000	22,794	172,060	1,358	2,236	$1/n = B = 1,076 \pm 0,031$
60,000	31,200	287,990	1,494	2,459	

Quadro 13A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	0,968	10,320	-0,014	1,014	$A = 1,016 \pm 0,030$
5,000	2,651	23,490	0,423	1,371	$B = 0,964 \pm 0,031$
10,000	4,737	52,630	0,676	1,721	$R^2 = 0,996$
20,000	10,239	97,610	1,010	1,989	$K_f = 10^A = 10,378 \pm 1,072$
40,000	21,176	188,240	1,326	2,275	$1/n = B = 0,964 \pm 0,031$
60,000	30,977	290,230	1,491	2,463	

Quadro 14A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,010	9,900	0,004	0,996	$A = 0,993 \pm 0,024$
5,000	2,620	23,800	0,418	1,377	$B = 0,913 \pm 0,024$
10,000	5,400	46,000	0,732	1,663	$R^2 = 0,997$
20,000	10,988	90,120	1,041	1,955	$K_f = 10^A = 9,836 \pm 1,057$
40,000	24,060	159,430	1,381	2,203	$1/n = B = 0,913 \pm 0,024$
60,000	33,560	264,400	1,526	2,422	

Quadro 15A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,940	10,600	-0,027	1,025	$A = 1,089 \pm 0,034$
5,000	2,267	27,330	0,355	1,437	$B = 0,980 \pm 0,037$
10,000	4,310	56,900	0,634	1,755	$R^2 = 0,994$
20,000	8,565	114,350	0,933	2,058	$K_f = 10^A = 12,285 \pm 1,081$
40,000	19,625	203,750	1,293	2,309	$1/n = B = 0,980 \pm 0,037$
60,000	28,366	316,340	1,453	2,500	

Quadro 16A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,930	10,700	-0,032	1,029	$A = 1,024 \pm 0,024$
5,000	2,540	24,570	0,405	1,390	$B = 0,979 \pm 0,025$
10,000	5,050	49,450	0,703	1,694	$R^2 = 0,997$
20,000	10,210	97,890	1,009	1,991	$K_f = 10^A = 10,563 \pm 1,057$
40,000	20,160	198,400	1,304	2,298	$1/n = B = 0,979 \pm 0,025$
60,000	29,093	309,070	1,464	2,490	

Quadro 17A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 aos 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,020	9,810	0,009	0,992	$A = 1,029 \pm 0,029$
5,000	2,770	22,330	0,442	1,349	$B = 0,620 \pm 0,026$
10,000	6,390	36,120	0,806	1,558	$R^2 = 0,993$
20,000	14,590	54,100	1,164	1,733	$K_f = 10^A = 10,678 \pm 1,069$
40,000	31,320	86,780	1,496	1,938	$1/n = B = 0,620 \pm 0,026$
60,000	43,860	112,000	1,642	2,049	

Quadro 18A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 aos 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,009	9,910	0,004	0,996	$A = 1,017 \pm 0,026$
5,000	2,419	25,810	0,384	1,412	$B = 1,003 \pm 0,028$
10,000	4,884	51,160	0,689	1,709	$R^2 = 0,997$
20,000	9,126	108,740	0,960	2,036	$K_f = 10^A = 10,409 \pm 1,062$
40,000	19,862	201,380	1,298	2,304	$1/n = B = 1,017 \pm 0,028$
60,000	30,128	298,720	1,479	2,475	

Quadro 19A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,820	11,800	-0,086	1,072	$A = 1,096 \pm 0,025$
5,000	2,740	22,600	0,438	1,354	$B = 0,753 \pm 0,024$
10,000	6,020	39,800	0,780	1,600	$R^2 = 0,995$
20,000	13,440	65,610	1,128	1,817	$K_f = 10^A = 12,472 \pm 1,059$
40,000	29,070	109,260	1,463	2,038	$1/n = B = 0,753 \pm 0,024$
60,000	43,520	164,840	1,639	2,217	

Quadro 20A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,781	12,190	-0,107	1,086	$A = 1,087 \pm 0,070$
5,000	2,527	24,730	0,403	1,393	$B = 0,892 \pm 0,072$
10,000	5,596	44,040	0,748	1,644	$R^2 = 0,974$
20,000	11,006	89,940	1,042	1,954	$K_f = 10^A = 12,213 \pm 1,175$
40,000	19,423	205,770	1,288	2,313	$1/n = B = 0,892 \pm 0,072$
60,000	30,668	293,320	1,487	2,467	

Quadro 21A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,724	12,760	-0,140	1,106	$A = 1,157 \pm 0,034$
5,000	2,493	25,070	0,397	1,399	$B = 0,748 \pm 0,033$
10,000	5,451	45,490	0,736	1,658	$R^2 = 0,992$
20,000	11,040	89,600	1,043	1,952	$K_f = 10^A = 14,345 \pm 1,081$
40,000	23,806	161,940	1,377	2,209	$1/n = B = 0,748 \pm 0,033$
60,000	37,748	222,520	1,577	2,347	

Quadro 22A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,763	12,370	-0,117	1,092	$A = 1,144 \pm 0,069$
5,000	2,181	28,190	0,339	1,450	$B = 1,080 \pm 0,082$
10,000	4,642	53,580	0,667	1,729	$R^2 = 0,978$
20,000	6,778	132,220	0,831	2,121	$K_f = 10^A = 13,921 \pm 1,172$
40,000	15,055	249,450	1,178	2,397	$1/n = B = 1,080 \pm 0,082$
60,000	19,878	401,220	1,298	2,603	

Quadro 23A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,717	12,830	-0,144	1,108	$A = 1,269 \pm 0,019$
5,000	1,744	32,560	0,242	1,513	$B = 0,854 \pm 0,021$
10,000	3,873	61,270	0,588	1,787	$R^2 = 0,998$
20,000	8,434	115,680	0,926	2,063	$K_f = 10^A = 18,591 \pm 1,045$
40,000	18,015	219,850	1,256	2,342	$1/n = B = 0,854 \pm 0,021$
60,000	28,680	313,200	1,458	2,496	

Quadro 24A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,730	12,700	-0,137	1,104	$A = 1,219 \pm 0,030$
5,000	2,030	29,650	0,307	1,472	$B = 0,872 \pm 0,032$
10,000	4,160	58,400	0,619	1,766	$R^2 = 0,995$
20,000	8,530	114,660	0,931	2,059	$K_f = 10^A = 16,567 \pm 1,072$
40,000	20,360	196,380	1,309	2,293	$1/n = B = 0,872 \pm 0,032$
60,000	27,240	327,580	1,435	2,515	

Quadro 25A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,217	7,830	0,085	0,894	$A = 0,765 \pm 0,058$
5,000	3,190	18,120	0,504	1,258	$B = 0,945 \pm 0,054$
10,000	7,090	29,140	0,851	1,464	$R^2 = 0,987$
20,000	13,700	63,040	1,137	1,800	$K_f = 10^A = 5,819 \pm 1,143$
40,000	26,544	134,560	1,424	2,129	$1/n = B = 0,945 \pm 0,054$
60,000	38,835	211,650	1,589	2,326	

Quadro 26A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,380	6,200	0,140	0,792	$A = 0,641 \pm 0,026$
5,000	3,440	15,600	0,537	1,193	$B = 0,995 \pm 0,024$
10,000	7,140	28,570	0,854	1,456	$R^2 = 0,998$
20,000	14,280	57,180	1,155	1,757	$K_f = 10^A = 4,379 \pm 1,062$
40,000	27,460	125,400	1,439	2,098	$1/n = B = 0,995 \pm 0,024$
60,000	41,630	183,680	1,619	2,264	

Quadro 27A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,310	6,890	0,117	0,838	$A = 0,703 \pm 0,052$
5,000	3,270	17,250	0,515	1,237	$B = 0,959 \pm 0,048$
10,000	7,330	26,700	0,865	1,427	$R^2 = 0,990$
20,000	13,880	61,180	1,142	1,787	$K_f = 10^A = 5,046 \pm 1,127$
40,000	27,070	129,320	1,432	2,112	$1/n = B = 0,959 \pm 0,048$
60,000	41,299	187,010	1,616	2,272	

Quadro 28A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o solo sem matéria orgânica (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 material orgânico seco (MOS), analisados ao 0 dia

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,302	6,980	0,115	0,844	$A = 0,721 \pm 0,046$
5,000	3,365	16,350	0,527	1,214	$B = 0,913 \pm 0,043$
10,000	7,054	29,460	0,848	1,469	$R^2 = 0,991$
20,000	14,348	56,520	1,157	1,752	$K_f = 10^A = 5,262 \pm 1,121$
40,000	29,835	101,650	1,475	2,007	$1/n = B = 0,913 \pm 0,043$
60,000	41,144	188,560	1,614	2,275	

Quadro 29A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$Y = A + Bx$
2,000	1,290	7,120	0,111	0,852	$A = 0,727 \pm 0,014$
5,000	3,110	18,900	0,493	1,276	$B = 1,126 \pm 0,013$
10,000	6,100	39,990	0,785	1,602	$R^2 = 0,999$
20,000	11,420	85,790	1,058	1,933	$K_f = 10^A = 5,329 \pm 1,033$
40,000	21,988	180,120	1,342	2,256	$1/n = B = 1,126 \pm 0,013$
60,000	33,447	265,530	1,524	2,424	

Quadro 30A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$Y = A + Bx$
2,000	1,210	7,880	0,083	0,897	$A = 0,823 \pm 0,039$
5,000	3,350	16,500	0,525	1,217	$B = 0,717 \pm 0,034$
10,000	7,290	27,100	0,863	1,433	$R^2 = 0,991$
20,000	15,950	40,500	1,203	1,607	$K_f = 10^A = 6,660 \pm 1,094$
40,000	31,840	81,610	1,503	1,912	$1/n = B = 0,717 \pm 0,034$
60,000	48,160	118,420	1,683	2,073	

Quadro 31A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,050	9,500	0,021	0,978	$A = 0,989 \pm 0,045$
5,000	2,700	22,960	0,431	1,361	$B = 0,718 \pm 0,042$
10,000	6,720	32,840	0,827	1,516	$R^2 = 0,987$
20,000	12,990	70,100	1,114	1,846	$K_f = 10^A = 9,761 \pm 1,109$
40,000	29,720	102,800	1,473	2,012	$1/n = B = 0,718 \pm 0,042$
60,000	44,670	153,330	1,650	2,186	

Quadro 32A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,070	9,300	0,029	0,968	$A = 0,937 \pm 0,049$
5,000	3,090	19,100	0,490	1,281	$B = 0,612 \pm 0,043$
10,000	7,650	23,500	0,884	1,371	$R^2 = 0,981$
20,000	15,260	47,400	1,184	1,676	$K_f = 10^A = 8,658 \pm 1,119$
40,000	32,180	78,170	1,508	1,893	$1/n = B = 0,612 \pm 0,043$
60,000	50,340	96,550	1,702	1,985	

Quadro 33A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 aos 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,243	7,570	0,094	0,879	$A = 0,771 \pm 0,050$
5,000	3,420	15,800	0,534	1,199	$B = 0,763 \pm 0,045$
10,000	7,750	22,480	0,889	1,352	$R^2 = 0,987$
20,000	15,310	46,870	1,185	1,671	$K_f = 10^A = 5,899 \pm 1,122$
40,000	31,870	81,300	1,503	1,910	$1/n = B = 0,763 \pm 0,045$
60,000	47,320	126,800	1,675	2,103	

Quadro 34A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 aos 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,350	6,540	0,130	0,816	$A = 0,752 \pm 0,097$
5,000	2,600	23,970	0,415	1,380	$B = 1,146 \pm 0,099$
10,000	5,750	42,490	0,760	1,628	$R^2 = 0,971$
20,000	12,340	76,570	1,091	1,884	$K_f = 10^A = 5,653 \pm 1,250$
40,000	22,040	179,560	1,343	2,254	$1/n = B = 1,146 \pm 0,099$
60,000	28,240	317,570	1,451	2,502	

Quadro 35A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,255	7,450	0,099	0,872	$A = 0,772 \pm 0,049$
5,000	3,330	16,670	0,522	1,222	$B = 0,898 \pm 0,045$
10,000	6,749	32,510	0,829	1,512	$R^2 = 0,990$
20,000	13,369	66,310	1,126	1,822	$K_f = 10^A = 5,916 \pm 1,119$
40,000	29,830	101,720	1,475	2,007	$1/n = B = 0,898 \pm 0,045$
60,000	40,925	190,750	1,612	2,280	

Quadro 36A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,186	8,140	0,074	0,911	$A = 0,847 \pm 0,040$
5,000	2,785	22,150	0,445	1,345	$B = 0,980 \pm 0,039$
10,000	6,323	36,770	0,801	1,565	$R^2 = 0,994$
20,000	12,272	77,280	1,089	1,888	$K_f = 10^A = 7,027 \pm 1,096$
40,000	23,600	164,000	1,373	2,215	$1/n = B = 0,980 \pm 0,039$
60,000	35,868	241,320	1,555	2,383	

Quadro 37A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,186	8,140	0,074	0,911	$A = 0,843 \pm 0,045$
5,000	2,785	22,150	0,445	1,345	$B = 0,980 \pm 0,044$
10,000	6,423	35,770	0,808	1,554	$R^2 = 0,992$
20,000	12,272	77,280	1,089	1,888	$K_f = 10^A = 6,967 \pm 1,109$
40,000	23,600	164,000	1,373	2,215	$1/n = B = 0,980 \pm 0,044$
60,000	35,868	241,320	1,555	2,383	

Quadro 38A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,216	7,840	0,085	0,894	$A = 0,858 \pm 0,050$
5,000	2,720	22,800	0,435	1,358	$B = 1,138 \pm 0,053$
10,000	4,843	51,570	0,685	1,712	$R^2 = 0,992$
20,000	9,484	105,160	0,977	2,022	$K_f = 10^A = 7,207 \pm 1,122$
40,000	20,255	197,450	1,307	2,295	$1/n = B = 1,138 \pm 0,053$
60,000	28,867	311,330	1,460	2,493	

Quadro 39A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	Log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,014	9,860	0,006	0,994	$A = 1,012 \pm 0,017$
5,000	2,655	23,450	0,424	1,370	$B = 0,773 \pm 0,016$
10,000	5,880	41,190	0,769	1,615	$R^2 = 0,998$
20,000	12,770	72,300	1,106	1,859	$K_f = 10^A = 10,274 \pm 1,040$
40,000	27,330	126,660	1,437	2,103	$1/n = B = 0,773 \pm 0,016$
60,000	41,320	186,800	1,616	2,271	

Quadro 40A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	0,910	10,850	-0,041	1,035	$A = 1,013 \pm 0,037$
5,000	2,900	20,980	0,462	1,322	$B = 0,775 \pm 0,035$
10,000	6,120	38,770	0,787	1,588	$R^2 = 0,992$
20,000	12,970	70,270	1,113	1,847	$K_f = 10^A = 10,294 \pm 1,089$
40,000	25,850	141,510	1,412	2,151	$1/n = B = 0,775 \pm 0,035$
60,000	41,070	189,300	1,614	2,277	

Quadro 41A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 aos 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,302	6,980	0,115	0,844	$A = 0,731 \pm 0,051$
5,000	3,437	15,630	0,536	1,194	$B = 0,784 \pm 0,045$
10,000	7,815	21,850	0,893	1,339	$R^2 = 0,987$
20,000	15,602	43,980	1,193	1,643	$K_f = 10^A = 5,386 \pm 1,125$
40,000	31,931	80,690	1,504	1,907	$1/n = B = 0,784 \pm 0,045$
60,000	47,437	125,630	1,676	2,099	

Quadro 42A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 aos 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,266	7,340	0,102	0,866	$A = 0,806 \pm 0,025$
5,000	3,508	14,920	0,545	1,174	$B = 0,693 \pm 0,022$
10,000	7,254	27,460	0,861	1,439	$R^2 = 0,996$
20,000	15,811	41,890	1,199	1,622	$K_f = 10^A = 6,397 \pm 1,059$
40,000	32,376	76,240	1,510	1,882	$1/n = B = 0,693 \pm 0,022$
60,000	50,931	90,690	1,707	1,958	

Quadro 43A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,188	8,120	0,075	0,910	$A = 0,860 \pm 0,018$
5,000	3,431	15,690	0,535	1,196	$B = 0,659 \pm 0,016$
10,000	7,165	28,350	0,855	1,453	$R^2 = 0,998$
20,000	15,705	42,950	1,196	1,633	$K_f = 10^A = 7,246 \pm 1,042$
40,000	32,532	74,680	1,512	1,873	$1/n = B = 0,659 \pm 0,016$
60,000	50,659	93,410	1,705	1,970	

Quadro 44A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,201	7,990	0,080	0,903	$A = 0,858 \pm 0,021$
5,000	3,399	16,010	0,531	1,204	$B = 0,668 \pm 0,019$
10,000	7,093	29,070	0,851	1,463	$R^2 = 0,997$
20,000	15,676	43,240	1,195	1,636	$K_f = 10^A = 7,214 \pm 1,050$
40,000	32,302	76,980	1,509	1,886	$1/n = B = 0,668 \pm 0,019$
60,000	50,494	95,060	1,703	1,978	

Quadro 45A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,019	9,810	0,008	0,992	$A = 0,928 \pm 0,046$
5,000	3,167	18,330	0,501	1,263	$B = 0,855 \pm 0,044$
10,000	6,116	38,840	0,786	1,589	$R^2 = 0,990$
20,000	12,164	78,360	1,085	1,894	$K_f = 10^A = 8,466 \pm 1,112$
40,000	26,183	138,170	1,418	2,140	$1/n = B = 0,855 \pm 0,044$
60,000	39,866	201,340	1,601	2,304	

Quadro 46A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,007	9,930	0,003	0,997	$A = 0,964 \pm 0,061$
5,000	2,682	23,180	0,428	1,365	$B = 0,855 \pm 0,059$
10,000	6,248	37,520	0,796	1,574	$R^2 = 0,982$
20,000	13,016	69,840	1,114	1,844	$K_f = 10^A = 9,195 \pm 1,151$
40,000	26,106	138,940	1,417	2,143	$1/n = B = 0,855 \pm 0,059$
60,000	35,318	246,820	1,548	2,392	

Quadro 47A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,882	11,180	-0,055	1,048	$A = 1,033 \pm 0,042$
5,000	2,828	21,720	0,451	1,337	$B = 0,854 \pm 0,042$
10,000	5,405	45,950	0,733	1,662	$R^2 = 0,990$
20,000	11,709	82,910	1,069	1,919	$K_f = 10^A = 10,797 \pm 1,102$
40,000	23,708	162,920	1,375	2,212	$1/n = B = 0,854 \pm 0,042$
60,000	35,294	247,060	1,548	2,393	

Quadro 48A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,798	12,020	-0,098	1,080	$A = 1,102 \pm 0,041$
5,000	2,482	25,180	0,395	1,401	$B = 0,845 \pm 0,042$
10,000	5,513	44,870	0,741	1,652	$R^2 = 0,990$
20,000	10,834	91,660	1,035	1,962	$K_f = 10^A = 12,635 \pm 1,099$
40,000	21,757	182,430	1,338	2,261	$1/n = B = 0,845 \pm 0,042$
60,000	33,509	264,910	1,525	2,423	

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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,400	6,020	0,146	0,780	$A = 0,655 \pm 0,074$
5,000	3,390	16,070	0,530	1,206	$B = 0,860 \pm 0,066$
10,000	7,850	21,540	0,895	1,333	$R^2 = 0,977$
20,000	15,961	40,390	1,203	1,606	$K_f = 10^A = 4,518 \pm 1,186$
40,000	31,130	88,700	1,493	1,948	$1/n = B = 0,655 \pm 0,066$
60,000	45,765	142,350	1,661	2,153	

Quadro 50A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados ao 0 dia

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,537	4,630	0,187	0,666	$A = 0,411 \pm 0,075$
5,000	4,185	8,150	0,622	0,911	$B = 0,974 \pm 0,065$
10,000	8,084	19,160	0,908	1,282	$R^2 = 0,982$
20,000	15,792	42,080	1,198	1,624	$K_f = 10^A = 2,577 \pm 1,189$
40,000	33,264	67,360	1,522	1,828	$1/n = B = 0,974 \pm 0,065$
60,000	47,265	127,350	1,675	2,105	

Quadro 51A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,184	8,160	0,073	0,912	$A = 0,819 \pm 0,030$
5,000	2,971	20,290	0,473	1,307	$B = 1,075 \pm 0,030$
10,000	5,784	42,160	0,762	1,625	$R^2 = 0,997$
20,000	10,767	92,330	1,032	1,965	$K_f = 10^A = 6,594 \pm 1,072$
40,000	22,911	170,890	1,360	2,233	$1/n = B = 1,075 \pm 0,030$
60,000	31,342	286,580	1,496	2,457	

Quadro 52A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,517	4,830	0,181	0,684	$A = 0,481 \pm 0,061$
5,000	4,088	9,120	0,612	0,960	$B = 0,929 \pm 0,054$
10,000	7,883	21,170	0,897	1,326	$R^2 = 0,988$
20,000	15,691	43,090	1,196	1,634	$K_f = 10^A = 3,025 \pm 1,151$
40,000	31,451	85,490	1,498	1,932	$1/n = B = 0,929 \pm 0,054$
60,000	50,036	99,640	1,699	1,998	

Quadro 53A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,290	7,120	0,111	0,852	$A = 0,866 \pm 0,052$
5,000	3,110	18,900	0,493	1,276	$B = 1,071 \pm 0,053$
10,000	6,100	39,990	0,785	1,602	$R^2 = 0,990$
20,000	11,420	85,790	1,058	1,933	$K_f = 10^A = 7,349 \pm 1,127$
40,000	21,988	180,120	1,342	2,256	$1/n = B = 1,071 \pm 0,053$
60,000	33,447	265,530	1,524	2,424	

Quadro 54A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,169	8,310	0,068	0,920	$A = 0,807 \pm 0,047$
5,000	3,490	15,070	0,543	1,178	$B = 0,851 \pm 0,043$
10,000	6,976	33,240	0,844	1,522	$R^2 = 0,990$
20,000	13,791	62,090	1,140	1,793	$K_f = 10^A = 6,407 \pm 1,114$
40,000	28,210	117,920	1,450	2,072	$1/n = B = 0,851 \pm 0,043$
60,000	44,264	157,360	1,646	2,197	

Quadro 55A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,139	8,610	0,057	0,935	$A = 0,890 \pm 0,025$
5,000	3,196	18,040	0,505	1,256	$B = 0,671 \pm 0,023$
10,000	7,365	26,350	0,867	1,421	$R^2 = 0,986$
20,000	15,280	47,200	1,184	1,674	$K_f = 10^A = 7,759 \pm 1,059$
40,000	31,804	81,960	1,502	1,914	$1/n = B = 0,671 \pm 0,023$
60,000	49,115	108,850	1,691	2,037	

Quadro 56A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,050	9,500	0,021	0,978	$A = 0,926 \pm 0,036$
5,000	3,190	18,110	0,504	1,258	$B = 0,803 \pm 0,034$
10,000	6,090	39,100	0,785	1,592	$R^2 = 0,993$
20,000	13,420	65,760	1,128	1,818	$K_f = 10^A = 8,435 \pm 1,086$
40,000	27,464	125,360	1,439	2,098	$1/n = B = 0,803 \pm 0,034$
60,000	42,766	172,340	1,631	2,236	

Quadro 57A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados aos 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,363	6,370	0,134	0,804	$A = 0,655 \pm 0,027$
5,000	3,732	12,680	0,572	1,103	$B = 0,845 \pm 0,024$
10,000	7,611	23,890	0,881	1,378	$R^2 = 0,997$
20,000	15,389	46,110	1,187	1,664	$K_f = 10^A = 4,516 \pm 1,064$
40,000	31,825	81,750	1,503	1,912	$1/n = B = 0,845 \pm 0,024$
60,000	47,449	125,510	1,676	2,099	

Quadro 58A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados aos 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,519	4,810	0,182	0,682	$A = 0,448 \pm 0,048$
5,000	4,057	9,430	0,608	0,975	$B = 1,007 \pm 0,042$
10,000	7,784	22,160	0,891	1,346	$R^2 = 0,993$
20,000	15,350	46,500	1,186	1,667	$K_f = 10^A = 2,807 \pm 1,117$
40,000	30,696	93,040	1,487	1,969	$1/n = B = 1,007 \pm 0,042$
60,000	46,838	131,620	1,671	2,119	

Quadro 59A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,161	8,390	0,065	0,924	$A = 0,847 \pm 0,017$
5,000	3,032	19,680	0,482	1,294	$B = 0,932 \pm 0,016$
10,000	6,240	37,610	0,795	1,575	$R^2 = 0,999$
20,000	12,830	71,740	1,108	1,856	$K_f = 10^A = 7,033 \pm 1,040$
40,000	25,670	143,330	1,409	2,156	$1/n = B = 0,932 \pm 0,016$
60,000	37,860	221,430	1,578	2,345	

Quadro 60A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,300	7,000	0,114	0,845	$A = 0,666 \pm 0,062$
5,000	3,620	13,800	0,559	1,140	$B = 1,064 \pm 0,059$
10,000	6,410	35,900	0,807	1,555	$R^2 = 0,988$
20,000	12,580	74,160	1,100	1,870	$K_f = 10^A = 4,630 \pm 1,153$
40,000	25,880	141,200	1,413	2,150	$1/n = B = 1,064 \pm 0,059$
60,000	37,370	226,300	1,573	2,355	

Quadro 61A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,138	8,620	0,056	0,936	$A = 0,878 \pm 0,050$
5,000	2,980	20,200	0,474	1,305	$B = 1,065 \pm 0,052$
10,000	4,916	50,840	0,692	1,706	$R^2 = 0,991$
20,000	10,362	96,380	1,015	1,984	$K_f = 10^A = 7,552 \pm 1,122$
40,000	21,295	187,050	1,328	2,272	$1/n = B = 1,065 \pm 0,052$
60,000	31,454	285,460	1,498	2,456	

Quadro 62A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,184	8,160	0,073	0,912	$A = 0,861 \pm 0,050$
5,000	3,043	19,570	0,483	1,292	$B = 0,992 \pm 0,049$
10,000	5,207	47,930	0,717	1,681	$R^2 = 0,990$
20,000	11,806	81,940	1,072	1,913	$K_f = 10^A = 7,264 \pm 1,122$
40,000	23,356	166,440	1,368	2,221	$1/n = B = 0,992 \pm 0,049$
60,000	36,072	239,280	1,557	2,379	

Quadro 63A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	1,170	8,300	0,068	0,919	$A = 0,913 \pm 0,057$
5,000	2,670	23,300	0,427	1,367	$B = 1,054 \pm 0,059$
10,000	4,800	52,000	0,681	1,716	$R^2 = 0,988$
20,000	9,700	103,000	0,987	2,013	$K_f = 10^A = 8,187 \pm 1,140$
40,000	22,040	179,620	1,343	2,254	$1/n = B = 1,054 \pm 0,059$
60,000	30,630	293,700	1,486	2,468	

Quadro 64A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,960	10,400	-0,018	1,017	$A = 0,991 \pm 0,036$
5,000	2,750	22,500	0,439	1,352	$B = 0,841 \pm 0,035$
10,000	6,040	39,570	0,781	1,597	$R^2 = 0,993$
20,000	12,410	75,890	1,094	1,880	$K_f = 10^A = 9,798 \pm 1,086$
40,000	25,440	145,600	1,406	2,163	$1/n = B = 0,841 \pm 0,035$
60,000	36,825	231,750	1,566	2,365	

Quadro 65A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados aos 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,219	7,810	0,086	0,893	$A = 0,792 \pm 0,039$
5,000	3,567	14,330	0,552	1,156	$B = 0,792 \pm 0,035$
10,000	7,016	29,840	0,846	1,475	$R^2 = 0,992$
20,000	14,364	56,360	1,157	1,751	$K_f = 10^A = 6,195 \pm 1,094$
40,000	30,864	91,360	1,489	1,961	$1/n = B = 0,792 \pm 0,035$
60,000	47,035	129,650	1,672	2,113	

Quadro 66A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, dos coeficientes de adsorção de Freundlich (K_f e $1/n$) e dos coeficientes de determinação (R^2), analisados aos 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,170	8,300	0,068	0,919	$A = 0,883 \pm 0,055$
5,000	3,125	18,750	0,495	1,273	$B = 0,650 \pm 0,048$
10,000	7,751	22,490	0,889	1,352	$R^2 = 0,978$
20,000	15,265	47,350	1,184	1,675	$K_f = 10^A = 7,634 \pm 1,135$
40,000	32,184	78,160	1,508	1,893	$1/n = B = 0,650 \pm 0,048$
60,000	50,401	95,990	1,702	1,982	

Quadro 67A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,136	8,640	0,055	0,937	$A = 0,947 \pm 0,039$
5,000	2,765	22,350	0,442	1,349	$B = 0,765 \pm 0,036$
10,000	6,320	36,800	0,801	1,566	$R^2 = 0,991$
20,000	13,277	67,230	1,123	1,828	$K_f = 10^A = 8,855 \pm 1,094$
40,000	29,442	105,580	1,469	2,024	$1/n = B = 0,765 \pm 0,036$
60,000	43,667	163,330	1,640	2,213	

Quadro 68A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	1,141	8,590	0,057	0,934	$A = 0,933 \pm 0,029$
5,000	2,804	21,960	0,448	1,342	$B = 0,786 \pm 0,027$
10,000	6,348	36,520	0,803	1,563	$R^2 = 0,995$
20,000	13,302	66,980	1,124	1,826	$K_f = 10^A = 8,572 \pm 1,069$
40,000	28,437	115,630	1,454	2,063	$1/n = B = 0,786 \pm 0,027$
60,000	43,701	162,990	1,640	2,212	

Quadro 69A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,950	10,500	-0,022	1,021	$A = 1,024 \pm 0,039$
5,000	2,570	24,290	0,410	1,385	$B = 0,789 \pm 0,037$
10,000	6,120	38,780	0,787	1,589	$R^2 = 0,991$
20,000	12,980	70,220	1,113	1,846	$K_f = 10^A = 10,560 \pm 1,094$
40,000	26,000	140,000	1,415	2,146	$1/n = B = 0,789 \pm 0,037$
60,000	38,762	212,380	1,588	2,327	

Quadro 70A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,950	10,500	-0,022	1,023	$A = 1,056 \pm 0,016$
5,000	2,740	22,630	0,438	1,355	$B = 0,652 \pm 0,015$
10,000	6,131	38,690	0,788	1,588	$R^2 = 0,998$
20,000	13,880	61,200	1,142	1,787	$K_f = 10^A = 11,365 \pm 1,038$
40,000	29,260	107,410	1,466	2,031	$1/n = B = 0,652 \pm 0,015$
60,000	46,710	132,880	1,669	2,123	

Quadro 71A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,741	12,590	-0,130	1,100	$A = 1,182 \pm 0,036$
5,000	2,427	25,730	0,385	1,410	$B = 0,784 \pm 0,037$
10,000	4,639	53,610	0,666	1,729	$R^2 = 0,991$
20,000	9,649	103,510	0,984	2,015	$K_f = 10^A = 15,214 \pm 1,086$
40,000	22,922	170,780	1,360	2,232	$1/n = B = 0,784 \pm 0,037$
60,000	35,688	243,120	1,553	2,386	

Quadro 72A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona na solução em equilíbrio (C_e) com o SFeO, das quantidades desse composto adsorvidas (x/m) pelo SFeO, 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 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,807	11,930	-0,093	1,077	$A = 1,137 \pm 0,022$
5,000	2,331	26,690	0,368	1,426	$B = 0,753 \pm 0,022$
10,000	5,560	44,400	0,745	1,647	$R^2 = 0,997$
20,000	11,086	89,140	1,045	1,950	$K_f = 10^A = 13,718 \pm 1,052$
40,000	24,866	151,340	1,396	2,180	$1/n = B = 0,753 \pm 0,022$
60,000	38,079	219,210	1,581	2,341	

Quadro 73A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	0,670	13,300	-0,174	1,124	$A = 1,173 \pm 0,042$
5,000	2,710	22,930	0,433	1,360	$B = 0,598 \pm 0,039$
10,000	6,110	38,920	0,786	1,590	$R^2 = 0,984$
20,000	12,500	75,000	1,097	1,875	$K_f = 10^A = 14,880 \pm 1,102$
40,000	28,320	116,840	1,452	2,068	$1/n = B = 0,598 \pm 0,039$
60,000	45,560	144,380	1,659	2,160	

Quadro 74A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	log C_e	log x/m	$y = A + Bx$
2,000	0,760	12,400	-0,119	1,093	$A = 1,110 \pm 0,043$
5,000	2,740	22,600	0,438	1,354	$B = 0,686 \pm 0,041$
10,000	6,190	38,100	0,792	1,581	$R^2 = 0,986$
20,000	12,500	75,020	1,097	1,875	$K_f = 10^A = 12,872 \pm 1,104$
40,000	26,970	130,300	1,431	2,115	$1/n = B = 0,686 \pm 0,041$
60,000	42,250	177,540	1,626	2,249	

Quadro 75A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 aos 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,700	13,000	-0,155	1,114	$A = 1,186 \pm 0,037$
5,000	2,270	27,300	0,356	1,436	$B = 0,812 \pm 0,038$
10,000	5,120	48,790	0,709	1,688	$R^2 = 0,991$
20,000	9,880	101,190	0,995	2,005	$K_f = 10^A = 15,327 \pm 1,089$
40,000	20,700	193,000	1,316	2,286	$1/n = B = 0,812 \pm 0,038$
60,000	33,000	269,960	1,519	2,431	

Quadro 76A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 aos 60 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,780	12,200	-0,108	1,086	$A = 1,174 \pm 0,037$
5,000	2,060	29,350	0,314	1,468	$B = 0,777 \pm 0,037$
10,000	5,300	46,990	0,724	1,672	$R^2 = 0,991$
20,000	10,550	94,520	1,023	1,976	$K_f = 10^A = 14,925 \pm 1,089$
40,000	23,930	160,740	1,379	2,206	$1/n = B = 0,777 \pm 0,037$
60,000	34,030	259,740	1,532	2,415	

Quadro 77A - Resultados das concentrações de dissulfoton sulfona 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 aos 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,704	12,960	-0,152	1,113	$A = 1,196 \pm 0,031$
5,000	2,166	28,340	0,336	1,452	$B = 0,791 \pm 0,031$
10,000	5,140	48,600	0,711	1,687	$R^2 = 0,994$
20,000	10,155	98,450	1,007	1,993	$K_f = 10^A = 15,708 \pm 1,074$
40,000	21,064	189,360	1,324	2,277	$1/n = B = 0,791 \pm 0,031$
60,000	33,950	260,500	1,531	2,416	

Quadro 78A - Resultados das concentrações do análogo oxigenado do dissulfoton sulfona 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 aos 120 dias

$C_{adic.}$ ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	C_e ($\mu\text{g mL}^{-1}$)	x/m ($\mu\text{g g}^{-1}$)	$\log C_e$	$\log x/m$	$y = A + Bx$
2,000	0,830	11,700	-0,081	1,068	$A = 1,143 \pm 0,056$
5,000	2,160	28,400	0,334	1,453	$B = 0,701 \pm 0,054$
10,000	5,860	41,400	0,768	1,617	$R^2 = 0,977$
20,000	12,130	78,700	1,084	1,896	$K_f = 10^A = 13,887 \pm 1,138$
40,000	27,960	120,400	1,447	2,081	$1/n = B = 0,701 \pm 0,054$
60,000	38,140	218,600	1,581	2,340	