

Avaliação do Risco de Contaminação de Águas Subterrâneas na Região Oeste da Bahia pelo Inseticida Carbofuran, Empregando os Modelos Attenuation Factor (AF) e Retardation Factor (RF)

Jorge Luís Oliveira Santos e Oldair Donizeti Leite*

Universidade Federal do Oeste da Bahia, Rua Professor José Seabra de Lemos, nº316, Recanto dos Pássaros, Barreiras, BA, CEP 47808-021, Brasil.

Article history: Received: 02 March 2015; revised: 12 August 2015; accepted: 02 October 2015. Available online: 08 February 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.17807/orbital.v1i1.715>

Abstract: This work was carried out to study ground water contamination potential by the insecticide carbofuran (2,3-dihydro-2,2-dimethylbenzofuran-7-methylcarbamate), the estimated profile leaching of 0 -10 cm and 10-20 cm the oxisol a soy acreage, corn, and cotton in Barreiras, Western Bahia region. The leaching parameters were assessed employing Attenuation Factor (AF) and Retardation Factor (RF) models, two indices used as groundwater contamination potential indicators. Based on the values for the models, it was found that the total contribution of pesticide reaching the ground, concentrated to 35% at 10 cm depth. Among these, 26% leached to a depth of 20 cm of the soil profile. The results for the models demonstrated the likelihood of contamination of groundwater by leaching of carbofuran.

Keywords: groundwater; model AF and RF; leaching; carbofuran

1. INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas apresentam um valor estratégico em muitas regiões, enquanto que em outras são considerados como único recurso disponível, na maioria das vezes, devido á escassez de águas superficiais ou até mesmo á sua total indisponibilidade. Não é raro no Brasil, sistemas de abastecimento público de água em grandes e médias cidades, que não contem com o manancial subterrâneo em pelo menos de forma complementar [1].

O sistema Aquífero Urucuia, ocorre principalmente na região oeste do Estado da Bahia, é um manancial estratégico não só pela crescente demanda de água para o desenvolvimento econômico regional, mas por sua contribuição direta de fluxo de base aos rios Corrente e Grande, afluentes de grande porte que contribuem significativamente com o regime permanente do rio São Francisco principalmente em épocas de estiagem [2].

Na região oeste da Bahia a água subterrânea tem sido progressivamente procurada como fonte de água, tendo em vista a sua crescente ocupação, iniciado na década de 80, com a instalação de empreendimentos agrícolas. Essa procura justifica-se pela implantação de

áreas cultivadas por sistemas de irrigação e pelas condições climáticas presentes na região onde se observa longos períodos de estiagem.

O uso de pesticidas para fins agrícolas, na perspectiva ambiental é muito difícil de ser avaliado, pois são amplamente utilizados e o comportamento dessas substâncias no subsolo é ainda pouco conhecido [3]. Dependendo do tipo de solo o processo de lixiviação dos pesticidas é favorecido, tanto para águas subterrâneas quanto para águas superficiais. Segundo Pessoa *et al.* [4] a presença fortemente predominante de solos dos tipos latossolos e neossolos quartzarênicos profundos na região oeste da Bahia, favorece a ocorrência de lixiviação dos pesticidas e intensifica as tendências de contaminação de águas subterrâneas.

O carbofuran é o nome comum do 2,3-dihidro-2,2-dimetilbenzenofuran-7-metilcarbamato princípio ativo de inseticida, utilizado em diversas culturas no combate a insetos, ácaros e nematóides. A alta toxicidade do carbofuran é bem conhecida, possuindo classificação toxicológica I (extremamente tóxico), sendo reportado danos ao meio ambiente e a saúde humana, devido a sua capacidade embriotóxica, mutagênica e teratogênica. O mecanismo de ação do

*Corresponding author. E-mail: oldair@ufo.edu.br

carbofuran no organismo é pela inibição da enzima acetilcolinaesterase, afetando a sinapse e prejudicando as junções neuromusculares [5].

A literatura relata que cerca de 50% da dose de pesticidas aplicado, indiferente da forma como foi aplicado, tem como destino final o solo [6]. Segundo Scorza Jr. e Silva [7] a lixiviação é apontada como o principal responsável pela contaminação de águas subterrâneas por defensivos agrícolas. O transporte dos pesticidas por lixiviação pode chegar a 1% da dose aplicada e em casos mais extremos até 5%. Dependendo do tipo de solo o processo de lixiviação é favorecido. Segundo Pessoa e colaboradores [4] a predominância de solos dos tipos latossolos e neossolos quartzarênicos profundos, observados na região Oeste da Bahia, favorecem a lixiviação de pesticidas e intensifica as tendências de contaminação de águas subterrâneas.

Frequentemente indicadores numéricos vêm sendo usados por agências do governo e corporações privadas, para classificar níveis de risco de contaminação de águas por lixiviação de pesticidas [8]. Com isso, muitos modelos de avaliação da lixiviação dessas substâncias, para os mais variados objetivos, têm sido desenvolvidos e disponibilizados [9]. Segundo Ferracini *et al.* [10] um modo simples de analisar o potencial de contaminação de águas subterrâneas por pesticidas é aplicando os critérios de “screening” da *Environmental Protection Agency* (EPA) ou utilizando o índice de GUS (*Groundwater Ubiquity Score*) proposto por Gustafson [11]. Entretanto, na avaliação feita através desses índices só é levado em conta às características físico-químicas do pesticida em questão.

Quando é necessária uma estimativa mais representativa devem ser utilizados modelos que levam em conta, além das características do pesticida às da área de estudo. Como alternativa para determinação do potencial de lixiviação de pesticidas em águas subterrâneas, podem ser utilizados os modelos *Retardation Factor* (RF) proposto por Davidson *et al.* [12] e *Attenuation Factor* (AF) proposto por Rao *et al.* [13]. Esses modelos são simples e levam em conta às características físico-químicas do pesticida estudado, as características do solo e as condições geoclimáticas da área de estudo.

O modelo RF é obtido da equação unidimensional de convecção e dispersão e representa o retardo da lixiviação do composto orgânico relativo à percolação da água. Este retardo ocorre pela adsorção, volatilização e difusão gasosa e aquosa do

composto orgânico no solo. O termo “retardo” está associado ao tempo de deslocamento do composto orgânico relativo ao tempo de deslocamento da água no solo. O RF é diretamente proporcional ao coeficiente de partição do composto entre a água e o solo [14]. O modelo AF é obtido da solução analítica de uma equação de convecção e dispersão quando é assumida uma taxa de degradação de primeira ordem, num solo com umidade na capacidade de campo, em um fluxo de água estacionário e com dispersão hidrodinâmica e difusão molecular idênticamente nula [15]. O fator de atenuação estima o aporte relativo de massa de um composto orgânico na água subterrânea, ou seja, estima a fração de pesticida que aplicado à superfície lixivia através do solo a uma determinada profundidade [14].

Muitos trabalhos utilizando os modelos AF e RF na avaliação do risco de contaminação da água subterrânea pelos mais diversos defensivos são reportados na literatura [3, 16, 17]. Em alguns trabalhos, os modelos AF e RF são utilizados associados ao GIS (*Geographical Information System*), sendo os resultados expressos em forma de mapas temáticos e as informações sobre o risco de contaminação de águas subterrâneas é dada em escala regional [18- 22].

Como na região oeste da Bahia o desenvolvimento regional esta preponderantemente associado as atividades do setor agrícola e suas práticas é importante a obtenção de índices de indicadores de impactos ambientais, em especial pelo uso de agroquímicos. Deste modo, neste trabalho buscou-se avaliar o risco de contaminação das águas subterrâneas na região oeste da Bahia pelo inseticida carbofuran, empregando os modelos *Attenuation Factor* (AF) e *Retardation Factor* (RF).

2. MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de plantio com 116 hectares (ha) de soja com irrigação do tipo pivô central situada nas coordenadas geográficas de 12°09' de latitude sul e 45°27' de longitude oeste no município de Barreiras-BA (Figura 1).

Nesta área, no período entre fevereiro de 2009 a fevereiro de 2010, foi adotado o sistema de rotação de cultura, seguindo o esquema de rotação entre uma leguminosa (soja ou feijão) e uma gramínea (milho ou sorgo), ou uma gramínea e outra cultura não leguminosa (algodão).

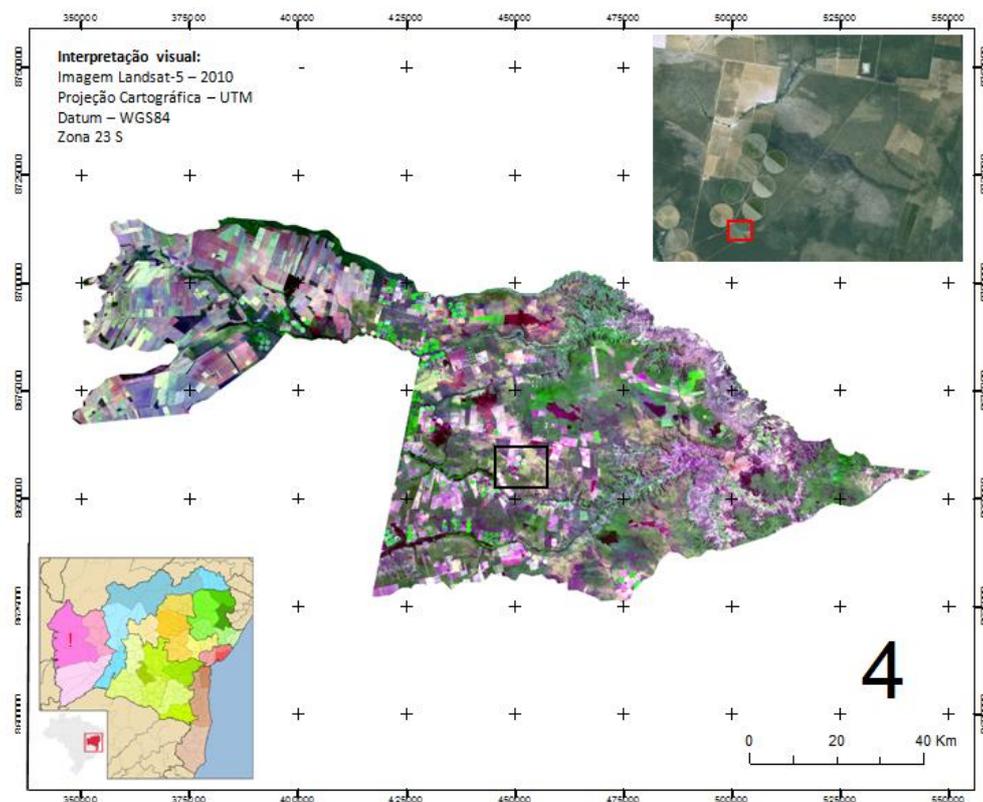


Figura 1. Mapa da área de estudo (destaque da área de amostragem no quadro em vermelho), localizado no município de Barreiras, oeste do estado da Bahia (Figura produzida pelos próprios autores).

Amostragem do solo

O solo predominante na área de estudo é o do tipo latossolo, e a amostragem do solo seguiu o método 6300 da CETESB [23]. Com auxílio de uma picareta foram coletadas 16 amostras em uma malha regular triangular, com intervalos de 50 m, nas profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm. Os pontos da malha com dimensão de 50 m x 100 m, totalizando 8 pontos, em uma área de estudo de 0,5ha. Na amostragem foi tomado o cuidado de descartar as partes do solo compactado pela picareta, sendo coletados apenas, os torrões de solo sem deformação e com a compactação natural da área de estudo.

Obtenção dos parâmetros do modelo AF e RF

Para a modelagem empregando os modelos AF e RF, foram necessários diferentes tipos de dados divididos em três categorias:

a - Dados pedológicos: fração do carbono orgânico no solo (CO) obtida pelo método Walckley e Black [24], Matéria orgânica do solo (MO) estimada através do valor de CO [25], volume total de poros (VPT) obtido pelo método indireto [13, 25], densidade

real do solo (D_r) obtida pelo método do balão volumétrico [25], densidade aparente do solo (D_a) obtida pelo método do torrão impermeabilizado [25], fração da porosidade do solo preenchida com ar (n_a) obtida pelo método indireto [25] e a capacidade de campo (θ_F) obtida pelo método descrito por Luchese *et al.* [26];

b - Dados das propriedades físico-químicas do carbofuran: coeficiente de adsorção em função do conteúdo de matéria orgânica do solo (Koc) obtida através da construção da isoterma de Freundlich em experimentos de adsorção do carbofuran em amostras de solo, constante de Henry (K_H) e tempo de meia vida do carbofuran ($T_{1/2}$), ambos obtidos na ficha técnica fornecido pelo fabricante;

c - Dados geoclimáticos da área de estudo: Profundidade do lençol freático (L) e recarga hídrica (q) obtida pelo método do balanço hídrico conforme descrito por Spadotto *et al.* [16], considerando a precipitação, irrigação e evapotranspiração na área de amostragem durante o período (fevereiro de 2009 a fevereiro de 2010) das safras de milho, algodão e soja.

Empregando os respectivos dados pedológicos, das propriedades físico-químicas do carbofuran e

geoclimáticos da área de estudo na equação 1, foi possível obter o valor de RF.

$$RF = 1 + \frac{D_a CO K_{oc}}{\theta_F} + \frac{n_a K_H}{\theta_F} \quad \text{Equação 1}$$

Onde, D_a é a densidade aparente do solo (g mL^{-1}), CO é a fração de carbono orgânico no solo (% m/m), K_{oc} é o coeficiente de adsorção do pesticida no solo (mL g^{-1}), n_a é a fração da porosidade do solo preenchida com ar (%), K_H é a constante de Henry (u.a) e θ_F é a capacidade de campo (% v/m).

Para o cálculo do valor de AF, foi empregada a equação 2 descrita a seguir:

$$AF = \exp\left(-\frac{0,693 L \theta_{FC} RF}{q T_{1/2}}\right) = \frac{M_1}{M_0} \quad \text{Equação 2}$$

Onde, L é distância da superfície do solo até a profundidade considerada (mm), q recarga hídrica (mm dia^{-1}), $T_{1/2}$ é o tempo de meia vida do pesticida (dia), θ_{FC} é a fração da capacidade de campo do solo (a.u), RF é o *retardation factor*, M_0 e M_1 são, respectivamente, a massa total de pesticida aplicada na superfície do solo e a massa do pesticida lixiviado pelo solo a uma determinada profundidade.

Com base nos resultados numéricos obtidos com os modelos RF e AF, a mobilidade e o potencial de contaminação da água subterrânea, foram estimados conforme classificação apresentada na empregando da na Tabela 1 [27].

Tabela 1. Classificação dos agrotóxicos segundo os modelos AF e RF, quanto sua mobilidade e seu potencia de contaminação das águas subterrânea.

Modelo RF (Mobilidade)	Classificação
=1,0	Muito móvel
> 1,0 e < 2,0	Móvel
≥ 2,0 e < 3,0	Moderadamente móvel
≥ 3,0 e < 10,0	Moderadamente imóvel
≥ 10,0	Muito imóvel
Modelo AF (Potencial de contaminação)	Classificação
≥ 0,0 e < 0,0001	Muito improvável
≥ 0,0001 e < 0,01	Improvável
≥ 0,01 e < 0,1	Moderadamente provável
≥ 0,1 e < 0,25	Provável
≥ 0,25 e < 1,0	Muito provável

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dados Pedológicos

Os dados pedológicos obtidos, nas profundidades de 0-10 cm e de 10-20 cm, do latossolo na área estudada são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Atributos Químicos e físicos do latossolo da área de estudo.

Profundidade do solo (cm)	Atributos do solo						
	D_a (g mL^{-1})	D_r (g mL^{-1})	VPT (%)	θ_F (%)	n_a (%)	CO (%)	MO (%)
0-10	1,87±0,12	2,64±0,02	29,33	28,00±0,65	1,33	2,77±0,01	4,78±0,01
10-20	1,71±0,12	2,64±0,03	35,20	34,00±0,65	1,20	3,43±0,05	5,92±0,08

Onde: D_a = densidade aparente do solo, D_r =densidade real do solo, VPT=volume total de poros do solo, θ_F = capacidade de campo, n_a = fração da porosidade do solo preenchida com ar, CO = fração de carbono orgânico no solo, MO= matéria orgânica do solo

Os valores encontrados nos dados pedológicos são característicos de solos submetidos ao manejo [25]. O maior valor de densidade aparente encontrado para a profundidade de 0-10 cm em relação a 10-20 cm pode ser associado ao efeito da acomodação do solo juntamente com o tráfego de máquinas que, é mais pronunciado na superfície do solo [28].

Na profundidade de 10-20 cm, o latossolo apresentou um teor de MO (%) maior do que na profundidade de 0-10 cm. Essa diferença se dá, provavelmente porque na camada mais superficial (0-10 cm) os processos de oxidação e biodegradação da matéria orgânica são mais efetivos do que em camadas mais profundas. Entretanto, os valores são

relativamente próximos, visto que, a profundidade de 0-20 cm, compreende a zona de raiz e o aporte de material orgânico nesta profundidade é praticamente o mesmo.

O VPT (%) foi menor na profundidade de 0-10 cm do que de 10-20 cm, provavelmente em decorrência do tráfego de máquinas agrícolas que, em latossolos, compacta mais as camadas superficiais do solo e promove a redução da porosidade total do solo [29]. Consequentemente, a camada mais superficial irá apresentar uma menor capacidade de campo e uma menor fração de poros preenchidos com ar.

A compactação do latossolo promove principalmente o decréscimo do volume de poros de maior diâmetro, devido à destruição dos macroporos [30]. Isso justifica o valor baixo da fração de porosidade preenchida com ar em relação ao conteúdo de água na capacidade de campo, encontrado para ambas as profundidades, já que, a microporosidade é a principal responsável pela retenção de água e a macroporosidade pelo ar [31].

Características físico-químicas do carbofuran

Os estudos de adsorção do carbofuran no solo, empregando as isotermas de Freundlich para os perfis do solo de 0-10 cm e de 10-20 cm são apresentados na Tabela 3. Os valores encontrados para os coeficientes de correlação linear (R) nas duas linearizações mostram que os resultados para adsorção do carbofuran em solo se ajustaram satisfatoriamente ao modelo de Freundlich.

Tabela 3. Parâmetros da linearização das isotermas de adsorção do carbofuran em solo nos perfis de 0-10cm e 10-20cm.

Profundidade	K_f (mL g^{-1})	K_{oc} (mL g^{-1})	1/n	R
0-10cm	1,00	35,92	1,76	0,82503
10-20cm	1,38	40,18	1,14	0,95151

Onde: K_f = Coeficiente de adsorção; K_{oc} = coeficiente de adsorção em função do conteúdo de matéria orgânica do solo.

Os resultados encontrados para o K_{oc} e K_f nas duas profundidades foram próximos dos resultados encontrados por Liyanage *et al.* [32] para a adsorção de carbofuran em solos tropicais. Esses resultados apontam que a adsorção do carbofuran foi maior na profundidade 10-20 cm, isso muito provavelmente devido ao maior conteúdo de matéria orgânica presente. Um menor valor do K_{oc} para a profundidade

de 0-10 cm mostra que o carbofuran possui uma maior mobilidade nesta profundidade. Os valores para constante de Henry (K_H) e, tempo de meia vida ($T_{1/2}$) foram de $1,59 \times 10^{-6}$ e 120 dias, respectivamente, informações obtidas na ficha técnica do carbofuran.

Os valores do parâmetro 1/n foram maiores que 1,00 nas duas profundidades e próximos aos encontrados por Singh *et al.* [33], indicando a ocorrência de novos sítios de sorção no solo com o aumento da concentração do carbofuran.

Características geoclimáticas da área de estudo

A Figura 2 apresenta a média histórica da evapotranspiração real e a precipitação mensal para a região de estudo no período de janeiro de 2009 a abril de 2010.

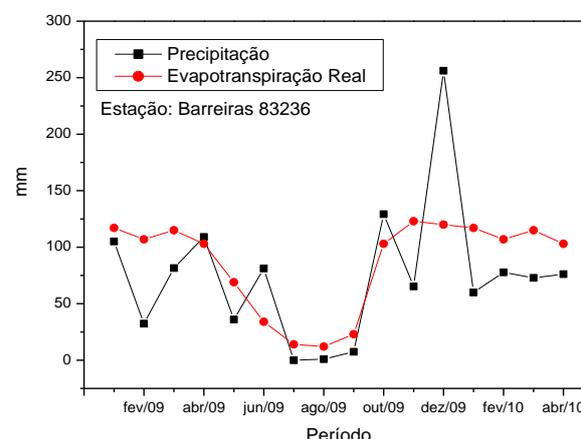


Figura 2. Taxa mensal de precipitação e evapotranspiração na área localizada a 12°S e 45°W para o período de fevereiro de 2009 a abril de 2010. Dados: EMBRAPA/INMET.

A recarga hídrica foi calculada no período entre fevereiro de 2009 e fevereiro de 2010, durante os ciclos das culturas de milho, algodão e da soja, plantadas na área de estudo, considerando que a quantidade de água por irrigação nessas culturas foi estimada em 220 mm, 300 mm e 100 mm, respectivamente. Para a maioria dos meses a recarga hídrica foi negativa, sendo positiva nos meses de: abril, junho, outubro e dezembro de 2009. No mês onde a recarga hídrica foi negativa, observa-se que a evapotranspiração foi maior que a precipitação.

A recarga hídrica média de 1,17 mm/dia no período de fevereiro de 2009 a fevereiro de 2010 foi estimada pela diferença entre a média de chuva (3,26 mm/dia) neste mesmo período mais a irrigação (1,70 mm/dia), e a evapotranspiração (3,79 mm/dia),

assumindo um fluxo constante na zona do solo considerado.

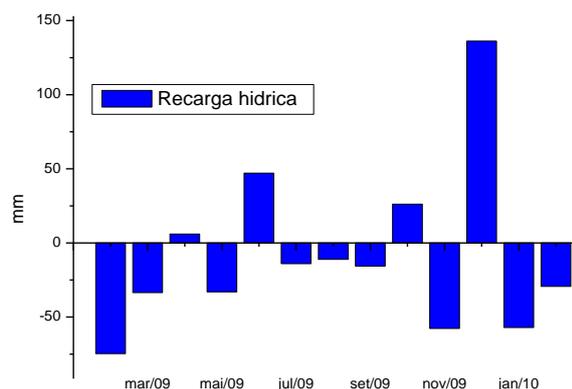


Figura 3. Balanço hídrico da área de estudo para o período de fevereiro de 2009 a fevereiro de 2010, considerando apenas a precipitação e a evapotranspiração.

Potencial de lixiviação do carbofuran segundo os modelos AF e RF

Com base nos dados pedológicos, das propriedades físico-químicas do carbofuran e geoclimáticas da área de estudo, foram calculados os valores de AF e RF para o carbofuran nas profundidades de 0-10 cm e de 10-20 cm do solo, e suas classificações estimadas são apresentadas na Tabela 4.

Com os resultados do AF o carbofuran foi classificado como provável contaminante da água subterrânea, na região de estudo. Também foi possível estimar que 35% do carbofuran, que atinge o solo passa pelos primeiros 10 cm do perfil. Da quantidade estimada de carbofuran que atinge a profundidade de 10 cm, 26% chega à profundidade de 20 cm. Isso significa que, da quantidade de defensivo que atinge o solo 9,1% atravessa os primeiros 20 cm do perfil.

Tabela 4. Classificação do carbofuran segundo os modelos AF e RF nas profundidades de 0-10 cm e 10-0 cm.

Profundidade (L)	RF	AF	Classificação RF	Classificação AF
0-10cm	7,64	0,35	Moderadamente Imóvel	Provável
10-20cm	7,95	0,26	Moderadamente Imóvel	Provável

Em função da diminuição de matéria orgânica, a quantidade lixiviada de pesticida que passa pela camada superficial do solo é menos retida ao atingir camadas ainda mais profundas. Lourencetti *et al.* [3] encontraram para as profundidades de 180 - 200 cm valores de matéria orgânica e da densidade aparente em latossolo, 68% e 25%, respectivamente, menores do que os encontrados nas camadas superficiais (0 - 20 cm). Paz e Rubio [18] estudando a relação entre o teor de matéria orgânica e o índice AF, demonstraram que à medida que diminui a matéria orgânica no solo o índice AF aumenta exponencialmente.

Assumindo então que, o solo estudado neste trabalho possui a mesma tendência que o solo estudado por Lourencetti *et al.* [3], nas profundidades de 180-200 cm teríamos um $CO=0,99\%$, $Da=1,34$ e um valor de $AF=0,65$. Isso implica que da quantidade estimada de carbofuran que atingiria à profundidade de 180 cm, 65% passaria até a profundidade de 200 cm.

Esses valores demonstram a probabilidade que o carbofuran teria de contaminar as águas subterrâneas. Visto que, a camada superficial do solo (0 - 20 cm) é o local onde o pesticida fica mais retido, em função das características do solo nesta profundidade, e ainda assim uma parte considerável do carbofuran passaria por essa camada. Além disso, o modelo AF subestima

a quantidade de pesticida lixiviado quando comparado aos valores encontrados em testes experimentais, pois não prevê o movimento dos defensivos através do fluxo preferencial no solo que supostamente ocorre em condições de campo [27].

O valor do tempo de meia-vida dos pesticidas no solo é um dado importante no modelo AF, e geralmente os valores de tempo de meias vidas reportados na literatura e nas fichas técnicas do produto são para as camadas superficiais. Kördel *et al.* [34] estudando a capacidade de degradação de alguns pesticidas no subsolo acharam valores para a meia vida dos pesticidas 3,3 a 18 vezes maiores em solos do que em camadas mais superficiais.

Segundo Martins [27], os valores do tempo de meia vida dos pesticidas variam com a profundidade do solo. Ele ainda relata que pesticidas com baixa capacidade de adsorção, ou seja, menores K_{OC} possuem maior variação nos valores de AF em função do tempo de meia vida.

Como o carbofuran possui uma baixa capacidade de adsorção e meia vida variando de 30-120 dias na camada superficial do solo, foi realizada a simulação da variação dos valores de AF do carbofuran em função da variação do tempo de meia vida para as

profundidades de 0-10cm e de 10-20cm, conforme apresentado na figura 4.

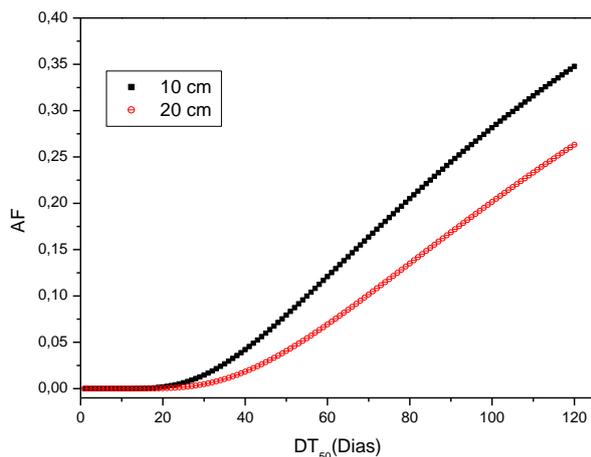


Figura 4. Perfil da variação do tempo de meia vida do carbofuram no valor de AF para as profundidades de 0-10cm e 10-20 cm.

Observa-se na figura 4 que, o carbofuram na profundidade de 0-10cm apresentou uma maior variação no valor do AF em função da meia vida do que na profundidade de 10-20cm. Esse comportamento é, provavelmente, porque o carbofuram na profundidade de 0-10cm possui um menor valor de K_{oc} do que na profundidade de 10-20cm. O carbofuram apresenta maiores variações no valor do AF em tempo de meia vida superiores a 50 dias nas duas profundidades. Valores de meia vida menores que 50 dias para o carbofuram provocam pequenas variações nos valores de AF para as condições estudadas.

Extrapolando o tempo de meia vida do carbofuram para valores superiores a 120 dias (Figura 5), segundo o modelo AF, o limite da quantidade de carbofuram lixiviado nas profundidades estudadas é de aproximadamente 80 % da quantidade aplicada no solo.

Outros fatores que influenciam no tempo de meia vida dos pesticidas são as condições climáticas e a acidez do solo. Smith *et al.* [35] encontraram valores para o tempo de meia vida para 14C-carbofuram de até 622 dias em superfície de solos tropicais e ácidos (pH 4,5-6,9) no Sri Lanka. Os autores atribuíram esse valor ao fato da deficiência de atividade microbiana do solo, visto que em solo ácidos a principal rota de degradação do carbofuram é por micro-organismos. Isso demonstra que o carbofuram em solos ácidos como o latossolo da região Oeste da Bahia, atingindo camadas mais profundas pode ter o seu tempo de meia vida prolongado e seu potencial de lixiviação ampliado.

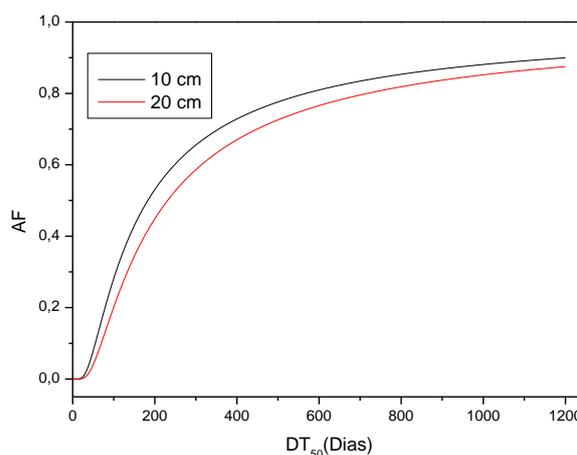


Figura 5. Perfil da extrapolação da meia vida do carbofuram no valor de AF para as profundidades de 0-10cm e 10-20cm.

4. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, quando a mobilidade, o carbofuram, foi classificado como moderadamente imóvel no perfil de solo de 0 a 20 cm, segundo o modelo RF. Já com relação ao potencial de contaminação este apresentou provável potencial de contaminação de águas subterrâneas, segundo o modelo AF, nas condições analisadas. Associando as estimativas observadas segundo o modelo AF, bem como as características físico químicas do carbofuram ($T_{1/2} = 120$ dias e $KOC (35,92 - 40,18 \text{ mL g}^{-1})$), a estimativa da lixiviação de 9,1% da carga de carbofuram pelos 20 cm do perfil do solo, e a vulnerabilidade natural do latossolo, verifica-se que o carbofuram deve receber atenção especial em estudos mais completos no que se refere a contaminação de águas subterrâneas nesta região. Considerando os valores de tempo de meia vida superiores a 120 dias do carbofuram, em tese, para solos ácidos, como os observados na região Oeste da Bahia, amplia-se o risco de contaminação das águas subterrâneas pelo pesticida.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (PRONEX AGUA e PPP 049/2011), pelo apoio financeiro e a CAPES e CNPq.

6. REFERÊNCIAS E NOTAS

- [1] Hirata, R.; Zoby, J. L. G.; Oliveira, F. R. *Água subterrânea: reserva estratégica ou emergencial*. In: Bicudo, C.E.de M.; Tundisi, J.G.; Scheuenstuhl, M.C.B. (orgs). *Águas do*

- Brasil: análises estratégicas. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010.
- [2] ANUARIO DA REGIÃO OESTE DA BAHIA. Barreiras: Editora gazeta Santa Cruz, 2008.
- [3] Lourencetti, C.; Spadotto, C. A.; Silva, M. S.; Ribeiro, M. L. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente* **2005**, *15*, 1. [[CrossRef](#)]
- [4] Pessoa, M. C. P. Y.; Gomes, M. A. F.; Scramin, S.; Silva, A. S.; Gussakov, K. C. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente* **2006**, *16*, 39. [[CrossRef](#)]
- [5] Gupta, R. C. *J. Toxicol. Environ. Health* **1994**, *43*, 383. [[CrossRef](#)]
- [6] Van der werf, H. M. G. *Agric., Ecosyst. Environ.* **1996**, *60*, 81. [[CrossRef](#)]
- [7] Scorza jr., R. P.; Da silva, J. P. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente* **2007**, *17*, 87. [[CrossRef](#)]
- [8] Boestem, J. J. T. I. *Weed Res.* **2000**, *40*, 123. [[CrossRef](#)]
- [9] Branger, F.; Tournebize, J.; Carluer, N.; Kao, C.; Braud, I.; Vauclin, M. *Agricultural Water Management* **2009**, *96*, 415. [[CrossRef](#)]
- [10] Ferracini, V. L.; Pessoa, M. C. Y.; Silva, A. S.; Spadotto, C. A. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente* **2001**, *11*, 1. [[CrossRef](#)]
- [11] Gustafson, D. I. *Environ. Toxicol. Chem.* **1989**, *8*, 339. [[CrossRef](#)]
- [12] Davidson, J. M.; Reick, C. E.; Santelman, P. W. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **1968**, *32*, 629. [[CrossRef](#)]
- [13] Rao, P. S. C.; Hornsby, A. G.; Jessup, R. E. *Proc. Soil Crop Sci. Soc. Fla.* **1985**, *44*, 1.
- [14] Loague, K. M.; Yost, R. S.; Green, R. E.; Liang, T. C. *J. Contam. Hydrol.* **1989**, *4*, 139. [[CrossRef](#)]
- [15] Schlosser, S. A.; Mccray, J. E. *Environ. Geosci.* **2002**, *9*, 66. [[CrossRef](#)]
- [16] Spadotto, C. A.; Filizola, H.; Gomes, M. A. F. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente* **2001**, *11*, 127. [[CrossRef](#)]
- [17] Bernard, H.; Chabalier, P. F.; Chopart, J. L.; Legube, B.; Vauclin, M. *J. Environ. Qual.* **2005**, *34*, 534. [[CrossRef](#)]
- [18] Paz, J. M.; Rubio, J. L. *Sci. Total Environ.* **2006**, *371*, 44. [[CrossRef](#)]
- [19] Shukla, S.; Mostaghimi, S.; Shanholtz, V. O.; Collins, M. C. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **1998**, *34*, 1275. [[CrossRef](#)]
- [20] Ki, S. J.; Ray, C. *J. Hydrol. (Amsterdam, Neth.)* **2015**, *522*, 163. [[CrossRef](#)]
- [21] Ki, S. J.; Ray, C.; Hantush, M. M. *Water Research* **2015**, *77*, 107. [[CrossRef](#)]
- [22] Hall, K. E.; Ray, C.; Ki, S. J.; Spokasc, K. A.; Koskinena, W. C. *J. Environ. Manage.* **2015**, *159*, 227. [[CrossRef](#)]
- [23] EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGOPECUÁRIA-EMBRAPA. Manual de Métodos de Análise de Solo. 2th ed. Rio de Janeiro, 1997.
- [24] BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Circular técnica 19: Método de preparo de amostras e de determinação de carbono orgânico em solos tropicais. Rio de Janeiro: EMBRAPA, **2003**.
- [25] Kiehl, E. J. Manual de edafologia: relação solo-planta. 22th ed. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979.
- [26] Luchese, E. B.; Faveiro, L. O. B.; Lenzi, E. Fundamentos da química do solo: teoria e prática. 2th ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2002.
- [27] Martins, E. L. *Previsão da lixiviação de pesticidas usados na cultura de algodão no estado de mato grosso*. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, MT., **2006**
- [28] Tormena, C. A.; Rolff, G.; Sá, J. C. M. *R. Bras. Ci. Solo* **1998**, *22*, 301. [[CrossRef](#)]
- [29] Carneiro, M. A. C.; Souza, E. D.; Reis, E. F.; Pereira, H. S.; Azevedo, W. R. *R. Bras. Ci. Solo* **2009**, *33*, 147. [[CrossRef](#)]
- [30] Beutler, A. N.; Centurion, J. F.; Centurion, M. A. P. C.; Silva, A. P. *R. Bras. Ci. Solo* **2006**, *30*, 787. [[CrossRef](#)]
- [31] Brady, N. C. Natureza e propriedades dos solos. 7th ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, **1989**.
- [32] Liyanage, J. A.; Watawala, R. C.; Aravinna, A. G.; Smith, L.; Kookana, R. S. *J. Agric. Food Chem.* **2006**, *54*, 1784. [[CrossRef](#)]
- [33] Singh, R. P.; Kumar, K.; Singh, D. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **1994**, *29*, 70. [[CrossRef](#)]
- [34] KördeL, W.; Wahle, U.; Knoche, H.; Hund, K. *Sci. Total Environ.* **1995**, *171*, 43. [[CrossRef](#)]
- [35] Smith, L.H.; Liyanage, J.A.; Watawala, R.C. *Degradation of the Pesticides Carbofuran and Diazinon in Tropical Soils from Sri Lanka. CSIRO Land and Water Science Report 67/06*, Australia: CSIRO, **2006**.