

CAPÍTULO 9

LIXIVIAÇÃO DE PESTICIDAS EM SOLOS



<https://doi.org/10.22533/at.ed.961112518039>

Data de submissão: 05/06/2025

Data de aceite: 12/06/2025

Claudio Aparecido Spadotto

Embrapa Agricultura Digital
Campinas - São Paulo - Brasil
<http://lattes.cnpq.br/3404384601903230>
ORCID: 0000-0001-5713-1261

RESUMO: Pesticidas são aplicados diretamente ou atingem o solo em alguma proporção depois da aplicação. Resíduos de pesticidas têm sido detectados em águas subterrâneas em todo o mundo. Considerando a contaminação de águas subterrâneas, a lixiviação de pesticidas em solos é de especial interesse, particularmente em áreas agrícolas. A água que infiltra no solo e se move através dele depende da recarga hídrica e das propriedades e condições do solo. No contexto deste capítulo, lixiviação é o movimento descendente de um pesticida transportado pela água que percola no solo. Na lixiviação, a quantidade de pesticida transportado depende, além da percolação de água no solo e da profundidade da água subterrânea, dos processos de sorção e degradação, que são afetados pelas propriedades do solo em combinação com as propriedades do pesticida. Neste capítulo

são apresentados os fundamentos sobre o movimento de água no solo e sobre a lixiviação de pesticidas até atingirem águas subterrâneas. Expressões matemáticas e exemplos de cálculos são utilizados para facilitar o entendimento.

PALAVRAS-CHAVE: sorção, degradação, água subterrânea, contaminação, agrotóxico.

PESTICIDE LEACHING IN SOILS

ABSTRACT: Pesticides are either applied directly or reach the soil to some extent after application. Pesticide residues have been detected in groundwater worldwide. Considering groundwater contamination, pesticide leaching into soils is of special interest, particularly in agricultural areas. The amount of water that infiltrates and moves through the soil depends on water recharge and on soil properties and conditions. In the context of this chapter, leaching is the downward movement of a pesticide carried by water percolating through the soil. In leaching, the amount of pesticide transported depends, in addition to percolation of water in the soil and groundwater depth, on the processes of sorption and degradation, which are affected by soil properties in

combination with the properties of the pesticide. This chapter presents the fundamentals of water movement in soil and leaching of pesticides to groundwater. Mathematical expressions and examples of calculations are used to facilitate understanding.

KEYWORDS: sorption, degradation, groundwater, contamination.

1. INTRODUÇÃO

Neste capítulo, pesticidas são considerados os produtos químicos sintéticos, produzidos para prevenir, destruir, repelir ou controlar agentes nocivos como insetos, fungos, bactérias, plantas daninhas ou outros organismos, especialmente na agricultura. Inseticidas, fungicidas e herbicidas são exemplos de tipos de pesticidas. Um pesticida para ser aplicado é formulado com um ou mais ingredientes-ativos, juntamente com outros componentes. No Brasil, os pesticidas recebem também a denominação de agrotóxicos.

Pesticidas podem ser transportados por deriva para fora da área agrícola tratada durante ou logo após a sua aplicação, particularmente por meio de pulverização. A quantidade de pesticida levado por deriva acaba se depositando em outra área, agrícola ou não, ou em um corpo d'água superficial.

Uma vez aplicados numa área agrícola, os pesticidas são submetidos a vários processos no ambiente. Pesticidas são aplicados no solo ou atingem o solo, em alguma proporção, depois da aplicação. Herbicidas pré-emergentes (aplicados antes da emergência de plantas daninhas), nematicidas e alguns inseticidas e fungicidas são aplicados diretamente no solo. Alguns são incorporados no solo, como no caso de herbicidas da modalidade pré-plantio incorporado. Se houver presença de palha na superfície (como em áreas de plantio direto e de cana-de-açúcar com colheita mecanizada), parte do que for aplicado não atingirá diretamente o solo. Herbicidas pós-emergentes e outros pesticidas (inseticidas, fungicidas, acaricidas etc.) são aplicados visando atingir a parte aérea das plantas; no entanto, parte da quantidade aplicada acaba atingindo o solo. Spadotto et al. (2024) trataram do comportamento de pesticidas em solos agrícolas com referência especial à região tropical.

Pesticidas aplicados diretamente no solo que se volatilizam para a atmosfera, ou que são levados por escoamento da água de chuva (ou de irrigação) na superfície do solo, ou são transportados em profundidade no solo para além da camada agrícola, são perdas agronômicas e podem levar a problemas ambientais. Da mesma maneira, a porção dos pesticidas aplicados na parte aérea das plantas que acabam atingindo o solo significa perda agronômica e potencial problema ambiental.

Os solos são compostos de minerais, matéria orgânica, ar, água e organismos vivos. A função de filtragem de um solo é um importante serviço ecossistêmico e solos tem uma grande influência na proteção de águas subterrâneas à contaminação. No entanto, resíduos de pesticidas têm sido detectados em águas subterrâneas em todo o mundo. Dores et al. (2023) apresentaram uma ampla revisão sobre contaminação de águas subterrâneas por pesticidas na região tropical do globo.

Considerando o processo de contaminação de águas subterrâneas, a lixiviação de pesticidas em solos é de especial interesse. Em áreas agrícolas, a lixiviação é o processo mais relevante para a contaminação de águas subterrâneas. Neste capítulo são apresentados os fundamentos sobre o movimento de água no solo e sobre a lixiviação de pesticidas até atingirem águas subterrâneas. Expressões matemáticas e exemplos de cálculos são usados.

2. MOVIMENTO DE ÁGUA NO SOLO

A água que infiltra no solo e se move através do solo depende da recarga hídrica e das propriedades e condições do solo.



A recarga hídrica resulta do balanço entre a precipitação (quantidade de chuva e, ou neve), incluindo irrigação em algumas áreas agrícolas, e a evapotranspiração (a soma de evaporação a partir da superfície do terreno e transpiração das plantas).

$$\text{RECARGA HÍDRICA} = \text{PRECIPITAÇÃO (+ IRRIGAÇÃO)} - \text{EVAPOTRANSPIRAÇÃO}$$

Algumas propriedades do solo (textura e mineralogia) estão relacionadas à sua formação e são consideradas propriedades inerentes (ou “invariáveis” no tempo). Outras propriedades do solo (como estrutura, porosidade, densidade do solo, pH e teor de matéria orgânica) podem ser alteradas no curto prazo como consequência, por exemplo, do manejo adotado em áreas agrícolas. As condições do solo, por sua vez, podem variar em prazo muito curto, especialmente umidade, temperatura e atividade biológica na camada superficial, por influência das condições meteorológicas (especialmente precipitação, irradiação solar e temperatura atmosférica) e das práticas de manejo do solo.

As propriedades do solo que controlam o movimento de água são relacionadas à estrutura do solo (arranjo das partículas do solo), a qual por sua vez é função da textura (proporção de partículas de areia, silte e argila), da mineralogia (ou composição mineral, como tipos de minerais de argila, óxidos, hidróxidos) e do teor de matéria orgânica (especialmente da matéria orgânica recalcitrante, que é resistente à decomposição microbiana ou protegida por partículas minerais do solo).

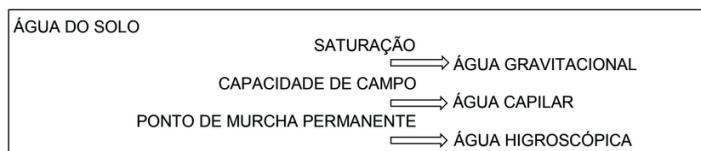


Proporção e distribuição de poros estão diretamente relacionadas com a estrutura do solo. Agregados, especialmente aqueles estáveis à água, são fundamentais para

a estrutura do solo. Textura e matéria orgânica desempenham um papel importante na formação dos agregados e da estrutura, enquanto que em alguns solos os minerais também têm uma função relevante. A condutividade hidráulica, a qual é a facilidade com que a água se move através do solo, varia entre solos com diferentes texturas e estruturas e entre as condições saturadas ou insaturadas de água.

Quando solo está na ou próximo da saturação em água (quando todos os poros estão preenchidos com água), o movimento da água é para baixo através do perfil do solo (percolação da água) ou lateralmente no sentido da encosta, devido à força da gravidade. Ambos os movimentos ocorrem principalmente em poros grandes. A percolação ocorre quando o teor de água do solo excede a capacidade de campo, que representa o volume de água do solo retida contra a força da gravidade, especialmente em poros pequenos.

À medida que a água escorre em poros grandes e o solo vai secando, a capacidade de campo é atingida. O conteúdo de água entre a saturação e a capacidade de campo está sujeito à drenagem livre em curtos períodos de tempo e por isso é denominado de água gravitacional. Conforme o solo continua secando, a água passa a ser retida com mais força nas superfícies das partículas do solo (água higroscópica).



A capacidade de campo é influenciada pela textura do solo. Por exemplo, solos com textura argilosa têm capacidade de campo com maior retenção de água que solos arenosos. Diferenças na textura e na estrutura do solo afetam o volume e o movimento de água, porque determinam a distribuição do tamanho dos poros e a forma como os poros estão interligados. Em solos com textura grossa (solos arenosos), a distribuição do tamanho dos poros consiste principalmente de poros grandes com alta capacidade para drenar água; enquanto solos com textura fina (solos argilosos) têm na sua maioria poros de tamanho pequeno capazes de reter água. Assim, solos argilosos normalmente apresentam uma condutividade hidráulica mais baixa. Deve-se observar que a agregação do solo aumenta a proporção de poros grandes e consequentemente a condutividade hidráulica em alguns solos argilosos nos trópicos úmidos e subúmidos, como ocorre em alguns solos brasileiros.

Em solos sem variações significativas nas suas propriedades e condições, ocorre o fluxo matricial de água. Matriz do solo refere-se basicamente ao arranjo uniforme das partículas sólidas e dos poros. Assumindo fluxo matricial vertical de água no solo, a capacidade de campo e a recarga hídrica podem ser usadas para estimar o tempo que leva para a água (frente de molhamento) atingir uma dada profundidade. A seguinte equação pode ser usada:

$$T = \frac{Z \times CC}{R}$$

[1]

T é o tempo de percolação de água no solo, Z é a profundidade da frente de molhamento, CC é a capacidade de campo do solo e R é a recarga hídrica.

Exemplo de cálculo:

$$Z = 1,0 \text{ m}$$

$$T = \frac{Z \times CC}{R}$$

$$CC = 0,46 \text{ m}^3/\text{m}^3 \text{ (volume de água por volume de solo)}$$

$$T = \frac{1,0 \times 0,46}{0,35}$$

$$R = 0,35 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{ano}$$

$$T = 1,31 \text{ ano (479,7 dias)}$$

Para fins ilustrativos, resultados da estimativa do tempo de percolação de água no solo até uma dada profundidade, para duas situações no mesmo solo, com diferentes recargas hídricas, são apresentados na **Figura 1**. Aumentando a recarga hídrica no mesmo solo, o tempo para a frente de molhamento atingir uma determinada profundidade é mais curto.

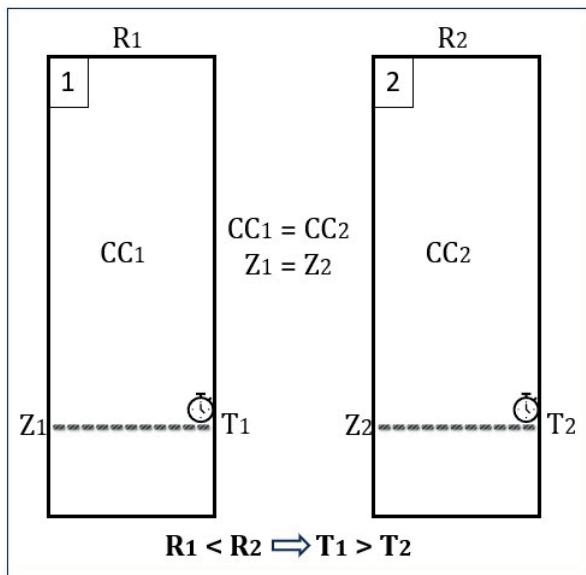


Figura 1 – Ilustração da variação no tempo de percolação da água (T) até atingir uma dada profundidade (Z) no mesmo solo (mesma capacidade de campo, CC), com duas diferentes recargas hídricas (R), estimado com a equação 1.

A equação 1 também pode ser usada para estimar o tempo de percolação da água até uma dada profundidade em dois solos diferentes, mas ambos com a mesma recarga hídrica, como ilustrado na Figura 2. No solo com maior capacidade de campo, a frente de molhamento leva um tempo mais longo para atingir a mesma profundidade.

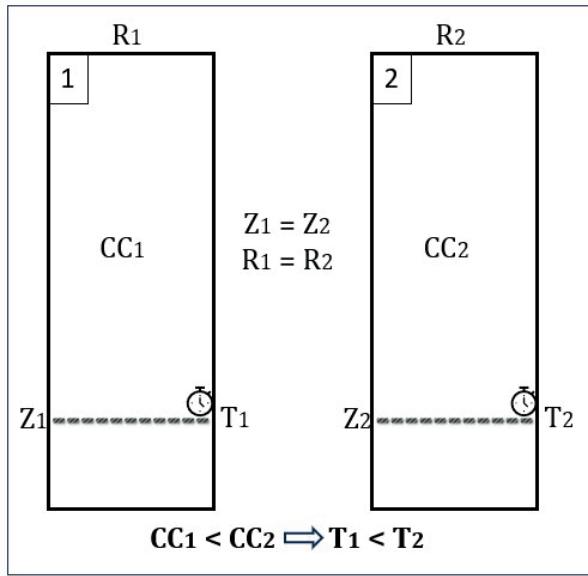


Figura 2 – Ilustração da variação no tempo de percolação da água (T) até atingir uma dada profundidade (Z) em dois solos diferentes (com diferentes valores de capacidade de campo, CC), com a mesma taxa de recarga hídrica (R), estimado com a equação 1.

Rearranjando a equação 1, pode-se estimar a profundidade (Z) que a frente de molhamento atinge no solo depois de um período de tempo (T)

$$Z = \frac{T \times R}{CC} \quad [2]$$

Exemplo de cálculo:

$T = 1,0 \text{ ano}$	$Z = \frac{T \times R}{CC}$
$R = 0,35 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{ano}$	$Z = \frac{1,0 \times 0,35}{0,46}$
$CC = 0,46 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (volume de água por volume de solo)	$Z = 0,76 \text{ m}$

A estrutura do solo muda com as práticas agrícolas e o grau de mudança estrutural varia com as propriedades do solo, e com o tipo de manejo do solo, porque a mobilização quebra os agregados do solo e interrompe os poros ligados verticalmente. A mobilização excessiva do solo em áreas com culturas intensivamente mecanizadas pode causar redução da porosidade, especialmente dos poros grandes, e levar à compactação, resultando na restrição da percolação de água.

3. LIXIVIAÇÃO DE PESTICIDAS EM SOLOS

O que acontece com os pesticidas no solo no local da aplicação e as perdas para fora da área agrícola depende de vários processos e diversos fatores ambientais – **Figura 3**. Os processos aos quais os pesticidas são submetidos nos solos sofrem influência de propriedades do solo, condições meteorológicas e características do terreno. Estrutura física e teor de matéria orgânica do solo, quantidade e intensidade de chuva, temperatura do solo e declividade do terreno são exemplos de condicionantes do comportamento de pesticidas. Importante salientar que em áreas agrícolas o manejo adotado é capaz de alterar as propriedades do solo e as práticas conservacionistas modificam algumas condições do terreno.

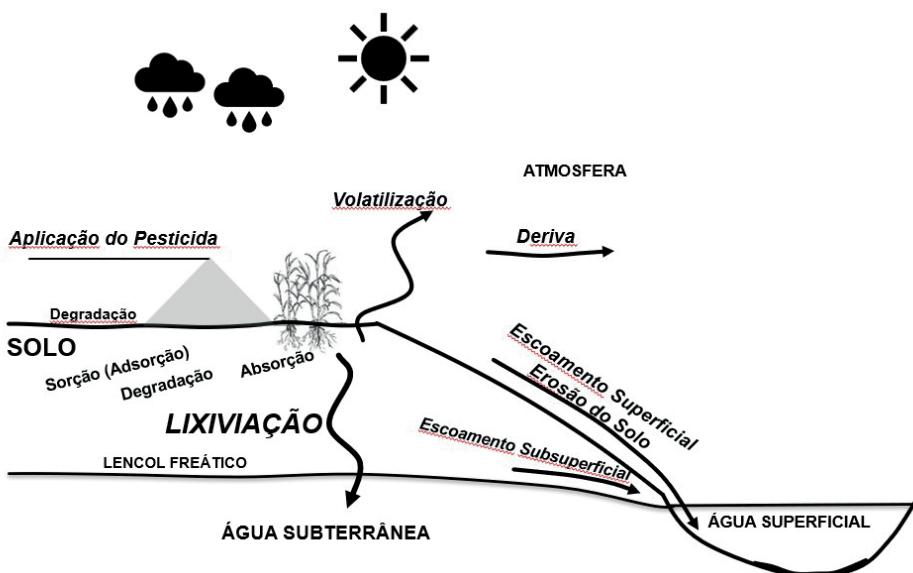


Figura 3 – Representação dos principais processos do comportamento de pesticidas no solo, com destaque para a lixiviação.

Lixiviação é o movimento descendente de um pesticida transportado pela água que percola no solo e, em condições de uso agrícola, é a principal via pela qual os pesticidas podem atingir águas subterrâneas. No campo, a quantidade de pesticida disponível para lixiviar depende de quanto é volatilizado para atmosfera, absorvido pelas plantas, transportado pelo escoamento superficial da água e com a erosão do solo e, entre outros processos (Figure 3).

Na lixiviação, a quantidade de pesticida transportado depende dos processos de sorção e degradação, que são afetados pelas propriedades do solo em combinação com as propriedades do pesticida. Além da percolação de água no solo e da profundidade da água subterrânea, a sorção e a degradação do pesticida condicionam a quantidade do pesticida que atinge o corpo de água subterrâneo.

Sucintamente, sorção é a “retenção” das moléculas do pesticida pelas partículas do solo (principalmente argilas e matéria orgânica) e degradação é a “quebra” de uma molécula de pesticida em compostos químicos mais simples. As propriedades e condições da zona insaturada do solo, especialmente na camada onde estão concentradas as raízes das plantas (referida como zona de raiz), são importantes para indicar o potencial de contaminação das águas subterrâneas.

O transporte matricial de pesticidas ocorre por convecção-dispersão em solos com propriedades e condições uniformes. A convecção é o transporte de pesticida por fluxo de água no solo; enquanto que a dispersão se refere ao espalhamento das moléculas de pesticida, que, quando ocorre na direção do fluxo de água, é chamado dispersão hidrodinâmica. Em solos com grandes poros e bem drenados pode-se assumir que o transporte matricial de pesticidas ocorre principalmente por convecção, onde as moléculas de pesticida estão concentradas num ponto na coluna de água (chamado de transporte “tipo pistão”). Esse processo de transporte de pesticida é predominantemente vertical, com algum atraso em relação à água que percola no solo, devido à retenção causada pela sorção do pesticida às partículas do solo.

A partir da equação 1, o tempo de convecção do pesticida (T_p), que interagem com as partículas do solo, é dado por:

$$T_p = \frac{Z_p \times CC}{R} \times RF \quad [3]$$

RF é o fator de retenção (atraso) do movimento de pesticidas que, por sua vez, não se levando em consideração a volatilização, é dado por:

$$RF = 1 + \frac{D_s \times K_d}{CC} \quad [4]$$

ou

$$RF = 1 + \frac{D_s \times K_{oc} \times F_{oc}}{CC} \quad [5]$$

D_s representa a densidade do solo, K_d é o coeficiente de sorção do pesticida, K_{oc} é o coeficiente de sorção do pesticida normalizado para o teor de carbono orgânico, e F_{oc} representa o teor de carbono orgânico do solo.

Exemplo de cálculo:

$Z_p = 1,0 \text{ m}$	$RF = 1 + \frac{D_s \times K_{oc} \times F_{oc}}{CC}$
$CC = 0,46 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (volume de água por volume de solo)	$RF = 1 + \frac{930 \times 0,02 \times 0,021}{0,46}$
$R = 0,35 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{ano}$	$RF = 1,85$
$D_s = 930 \text{ kg/m}^3$	
$K_{oc} = 0,02 \text{ m}^3/\text{kg}$	$T_p = \frac{Z \times CC}{R} \times RF$
$F_{oc} = 0,021 \text{ kg/kg}$ (massa de carbono orgânico por massa de solo)	$T_p = \frac{1,0 \times 0,46}{0,35} \times 1,85$
	$T_p = 2,43 \text{ anos (887,5 dias)}$

A profundidade da massa lixiviada de um pesticida (Z_p) no solo pode ser estimada por meio da seguinte equação:

$$Z_p = \frac{T_p \times R}{CC \times RF} \quad [6]$$

Exemplo de cálculo:

$T_p = 1,0 \text{ ano}$	$Z_p = \frac{T_p \times R}{CC \times RF}$
$R = 0,35 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{ano}$	
$CC = 0,46 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (volume de água por volume de solo)	$Z_p = \frac{1,0 \times 0,35}{0,46 \times 1,85}$
$RF = 1,85$	$Z_p = 0,41 \text{ m}$

A **Figura 4** mostra as profundidades estimadas da frente de molhamento e da massa de um pesticida lixiviado, num solo com uma dada recarga hídrica e após um período de tempo, respectivamente calculadas com as equações 2 e 6.

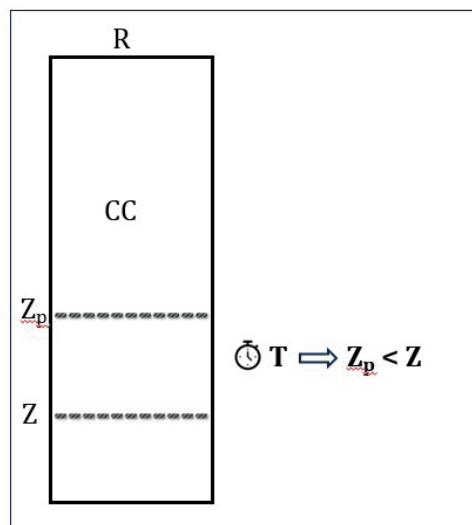


Figura 4 – Ilustração das profundidades estimadas da frente de molhamento (Z) e da massa de um pesticida lixiviado (Z_p) num solo com uma dada recarga hídrica (R) e após um período de tempo (T), respectivamente calculadas com as equações 2 e 6.

Os pesticidas diferem entre si em função das suas propriedades, o que reflete no maior ou menor fator de retenção (RF) no mesmo solo (mesmo valores de D_s , F_{oc} e CC). A propriedade do pesticida que afeta diretamente o RF é o coeficiente de sorção, expresso como K_d ou K_{oc} (equações 4 e 5).

Na **Figura 5** estão representadas as profundidades das massas lixiviadas de dois pesticidas, com diferentes valores de fator de retenção, num solo com uma dada recarga hídrica, após um período de tempo, estimadas com equação 6.

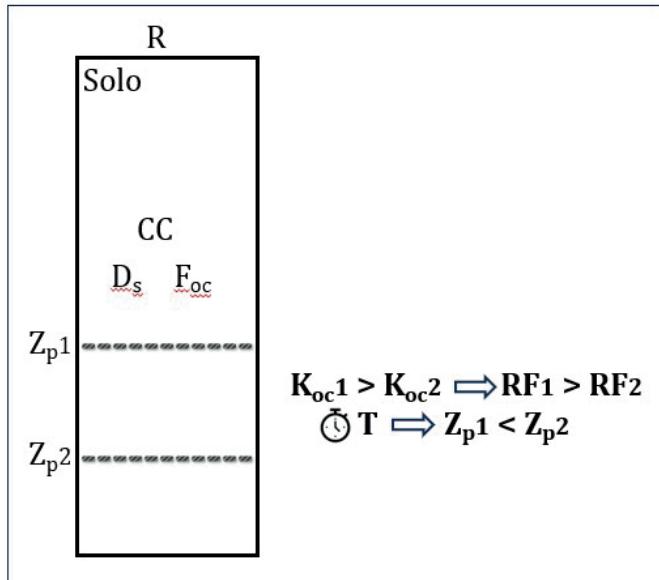


Figura 5 – Ilustração das profundidades das massas lixiviadas (Z_p), com diferentes valores de fator de retenção (RF), num solo (mesma CC) com uma dada recarga hídrica (R), após um período de tempo (T), estimadas com equação 6.

Após um período de tempo, num mesmo solo com uma dada recarga hídrica, o pesticida que tiver menor K_{oc} (e menor K_d , porque se trata do mesmo solo, mesmo F_{oc}), e consequentemente menor RF, lixiviaria mais profundamente.

4. SORÇÃO DE PESTICIDAS EM SOLOS

No contexto deste capítulo, sorção é um termo geral, que se refere a um processo dinâmico em escala molecular e que descreve a partição do pesticida entre a solução e as partículas do solo por meio de um mecanismo não especificado. Pode envolver adsorção, que é o acúmulo (ou “adesão”) do pesticida na superfície das partículas do solo, e absorção, que ocorre com a assimilação do pesticida pela matéria orgânica e por organismos do solo e plantas. Pode ainda ocorrer a formação de precipitados entre as moléculas do pesticida e partículas minerais ou orgânicas do solo (processo chamado de precipitação).

A adsorção é essencialmente um processo físico, que leva à transferência de parte do pesticida em solução para a superfície das partículas do solo, por meio de vários mecanismos. Se o pesticida interage com a superfície das partículas do solo, então ocorre a sorção química.

Os pesticidas pertencem a diferentes classes de produtos químicos, existem diferentes tipos de solos, que não são homogêneos, e as condições ambientais são variáveis. Vários mecanismos de sorção têm sido propostos e é difícil isolar um único mecanismo porque comumente muitos fatores estão envolvidos. Em muitos casos, a sorção de pesticidas no solo envolve uma combinação de mecanismos. A importância relativa de cada mecanismo depende das características do pesticida, das propriedades do solo e das condições ambientais.

Várias propriedades do solo afetam o mecanismo e o grau de sorção. A matéria orgânica do solo tem uma grande capacidade de sorção devido à sua estrutura complexa e à presença de grupos funcionais que podem interagir com os pesticidas. Vale a pena notar que em solos com muito baixo teor de matéria orgânica, as interações de pesticidas com superfícies minerais podem ser mais importantes. As interações de pesticidas iônicos ou ionizáveis com minerais do solo também podem ser relevantes.

A sorção de pesticidas em solos pode ser por interações físicas e químicas. As interações físicas são geralmente reversíveis; enquanto as interações químicas tendem a ser mais duradouras e menos reversíveis. Muitas vezes, é difícil distinguir completamente entre os mecanismos dos processos físicos e químicos de sorção.

Muitos pesticidas têm baixa polaridade e são pouco solúveis em água, assim a sorção desses pesticidas ocorre principalmente por interações hidrofóbicas e por forças relativamente fracas. Outros mecanismos de sorção podem ocorrer envolvendo pesticidas mais polares. A sorção pode ser influenciada pelo pH do solo, especialmente a sorção de pesticidas ionizáveis, e pela presença de outros compostos químicos. Os pesticidas podem também ficar retidos em microporos do solo, dificultando sua liberação devido ao seu aprisionamento físico na matriz do solo.

Discutir o processo de sorção de pesticidas no solo em detalhes está além do âmbito deste capítulo. Senesi (1992) e Waughope et al. (2002), entre outros, apresentaram revisões abrangentes sobre a sorção de pesticidas em solos e os fatores envolvidos.

Tem sido demonstrado que a mobilidade de pesticidas em solos é inversamente proporcional ao grau de sorção. Por isso, muito trabalho tem sido feito sobre a distribuição de pesticidas entre a solução e as partículas do solo (especialmente matéria orgânica e argilas), tanto para fins agrícolas (eficácia de herbicidas de solo, por exemplo), quanto por preocupações ambientais.

Juntamente com a degradação, a sorção controla a lixiviação de pesticidas em solos. A sorção é o processo mais importante que afeta o transporte matricial de pesticidas nos solos, porque controla a quantidade de pesticida disponível para ser transportado.

A sorção de um pesticida no solo é caracterizada por um coeficiente de sorção, por vezes referido como coeficiente de distribuição. Esse coeficiente é função das propriedades tanto do solo como do pesticida, e é a razão entre a quantidade de pesticida nas partículas do solo e a quantidade em solução. Os coeficientes de sorção são geralmente determinados utilizando amostras de solo, em ensaios de laboratório. O coeficiente de sorção é obtido a partir de uma isoterma, que é uma curva que descreve a retenção de um pesticida no solo em várias concentrações. O coeficiente de sorção é calculado ajustando uma equação de sorção (modelos de isotermas, como Freundlich, Langmuir e linear) aos dados experimentais.

Se a sorção de pesticidas for um processo instantâneo, reversível e linear, a quantidade do pesticida por unidade de massa do solo (S) pode ser relacionada com a concentração do pesticida na solução em equilíbrio (C_e):

$$S = K_d \times C_e \quad [7]$$

Nesse caso, K_d corresponde à inclinação da isoterma de sorção linear, a qual demonstrou-se ser aplicável razoavelmente bem a baixas concentrações de pesticidas não-iônicos, isto é, sem carga elétrica.

A predominância da sorção de pesticidas não iônicos à matéria orgânica do solo tem sido relatada. A matéria orgânica é constituída por carbono (cerca de 58%) e o carbono é o componente da matéria orgânica mais fácil de medir. Assim, o carbono orgânico do solo é medido em análises de solo.

Para pesticidas não iônicos, o coeficiente de sorção ao solo pode ser expresso como coeficiente de sorção normalizado para o teor de carbono orgânico (F_{oc}) ou, resumidamente, coeficiente de sorção ao carbono orgânico do solo (K_{oc}):

$$K_{oc} = \frac{K_d}{F_{oc}} \quad [8]$$

Algumas revisões sobre a sorção de pesticidas nos solos estão disponíveis (por exemplo, Harper 1994; Waughope et al. 2002). Essas revisões cobrem principalmente pesticidas cujas moléculas são aparentemente repelidas da água e são sorvidas na matéria orgânica nos solos (conhecidos como pesticidas hidrofóbicos).

5. DEGRADAÇÃO DE PESTICIDAS EM SOLOS

A degradação ambiental de pesticidas ocorre por transformação na atmosfera, no solo e na água e por metabolização nas plantas e em outros organismos. As taxas de degradação dos pesticidas estão entre os parâmetros mais essenciais, necessários para avaliar o seu comportamento ambiental.

Os pesticidas que chegam ao solo estão sujeitos a uma variedade de processos de degradação, que resulta de uma combinação de mecanismos. Os pesticidas são degradados por reações físico-químicas, tais como hidrólise, fotólise, oxidação-redução, e por processos biologicamente mediados. Os fatores que influenciam a degradação de pesticidas no solo foram revisados por Pal et al. (2006), que destacaram que a contribuição de cada mecanismo para a degradação de um pesticida depende das propriedades físico-químicas do pesticida, das características do solo, das condições ambientais e das práticas de manejo. Racke et al. (1997) apresentaram um importante relatório técnico sobre o comportamento de pesticidas em solos tropicais.

As taxas de degradação de alguns pesticidas são relativamente elevadas e os seus resíduos permanecem no ambiente por um curto período de tempo. Algumas moléculas degradam-se completamente no ambiente, atingindo a mineralização. Embora parte desse processo seja por reações físico-químicas, como hidrólise e fotólise, o metabolismo é geralmente o principal processo de degradação que leva à mineralização. Deve-se salientar que quando a degradação, por qualquer mecanismo, não é completa (ou seja, não chega à mineralização), os produtos de degradação (ou metabólitos) também podem ser importantes porque alguns deles têm a mesma ou maior toxicidade que as moléculas de pesticidas inicialmente aplicadas.

A degradação química de um pesticida por meio de hidrólise depende das características da substância química e das condições do solo, que são dependentes da meteorologia. A degradação de pesticidas por reações hidrolíticas no solo pode acontecer devido a reações que ocorrem na água do solo (solução do solo) ou nas superfícies de minerais de argila. Temperatura e umidade do solo influenciam diretamente a taxa de hidrólise. A condição de umidade elevada favorece a degradação por hidrólise. Assim, dependendo do teor de umidade do solo, a hidrólise pode ser importante, especialmente quando combinada com outros processos, tais como a biodegradação. O pH do solo também tem sido relacionado como um fator importante influenciando as reações hidrolíticas.

Na fotólise, a luz provoca a quebra das ligações químicas, primeiro por meio de reações fotoquímicas. As evidências sugerem que as transformações fotoinduzidas podem, em alguns casos, ser significativas e tem sido relatada uma fotodegradação mais rápida de pesticidas em superfícies úmidas em comparação com superfícies secas do solo. A intensidade da luz solar é um fator importante que controla as taxas de fotólise de pesticidas e ocorrem variações devido à localização geográfica e à estação do ano.

As reações de oxidação-redução (ou reações redox) ocorrem principalmente em alterações químicas que o pesticida sofre em fotodegradação ou biodegradação, catalisadas respectivamente pela luz ou por microrganismos. Contudo, em algumas situações muito especiais, as reações de oxidação-redução podem ocorrer isoladamente e estão relacionadas com ambientes sem luz e na ausência de microrganismos, em camadas profundas do solo ou em águas subterrâneas. Alguns pesticidas são susceptíveis a reações de oxidação ou de redução, que ocorrem predominantemente em solos aeróbicos e anaeróbicos, respectivamente.

No solo, a biodegradação (ou degradação biológica) é o processo mais eficiente de transformação de pesticidas. Portanto, os microrganismos do solo desempenham um papel importante na degradação de muitos pesticidas. A biodegradação é mais ativa na zona de raízes do solo (área do solo ao redor das raízes de plantas), principalmente devido à presença de bactérias aeróbicas, que são mais eficientes na degradação de pesticidas, ao maior conteúdo de matéria orgânica e às melhores relações água-ar para essa biota. A temperatura afeta as taxas de biodegradação. A temperatura do solo muda com a profundidade e existem diferenças entre os solos em áreas agrícolas e os solos em condições naturais.

Outros fatores ambientais são variáveis importantes que regem as atividades microbianas. Diferentes reações mediadas por microrganismos podem ser associadas a condições aeróbias ou anaeróbias. Além disso, nos solos ácidos, há predominância de fungos, que são menos eficientes na degradação de pesticidas. Em condições próximas da neutralidade ou ligeiramente alcalinas, há a predominância de bactérias e actinomicetos, mais eficientes na degradação. Outro fator é se os microrganismos no solo estão adaptados para degradar um determinado pesticida devido a aplicações anteriores. Tem sido mostrado que a sorção afeta a disponibilidade de alguns pesticidas para os organismos do solo, o que tende limitar a sua biodegradação.

Apresentar detalhes da degradação de pesticidas no solo está além do escopo deste capítulo. No entanto, a fim de compreender o comportamento no solo e estimar a lixiviação de pesticidas, são necessários dados de sorção e degradação obtidos em laboratório, juntamente com dados sobre regime de umidade do solo, variação de temperatura, teor de carbono orgânico e sua composição e informação sobre aplicações anteriores de pesticidas (Lewis et al., 2016).

A degradação de um dado pesticida pode ser descrita com um valor de meia-vida ($T_{1/2}$), assumindo taxa de degradação de primeira ordem. A meia-vida representa a influência combinada das vias de degradação, e a taxa de degradação de primeira ordem é determinada medindo a fração de uma dada quantidade inicial de pesticida aplicada no solo remanescente após um período de tempo, de acordo com a equação:

$$M = M_0 \times e^{(-k \times T)} \quad [9]$$

M_0 é a massa inicial de pesticida no solo e M é a massa restante no solo após um período de tempo (T).

A taxa de degradação de primeira ordem (k) é dada por:

$$k = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} \quad [10]$$

$T_{1/2}$ é o tempo no qual a massa do pesticida atinge a metade da quantidade inicial, referido como meia-vida, e \ln é o logaritmo natural ($\ln 2 \approx 0,693$).

Os parâmetros de degradação de pesticidas são determinados em estudos de laboratório onde a decomposição da quantidade do pesticida no solo é medida em condições controladas. A taxa de degradação de primeira ordem (k) é estimada ajustando a equação 10 aos dados experimentais e, assim, a meia-vida ($T_{1/2}$) pode ser calculada.

É necessário distinguir claramente entre os estudos de degradação em laboratório e a dissipaçāo no campo. As investigações de campo são conduzidas em condições menos controladas, com as múltiplas forças de dissipaçāo atuando.

As Equações 3 e 10 podem ser combinadas para estimar a quantidade de pesticida (M) que atinge o lençol freático (a superfície superior da zona saturada de água no solo), a uma dada profundidade, o que leva um certo tempo:

$$M = M_0 \times e^{(-k \times T_p)} \quad [12]$$

M_0 é a quantidade (massa) do pesticida aplicado no solo ou que chega ao solo logo após a aplicação no campo e T_p é o tempo de percurso do pesticida até a profundidade considerada (topo do lençol freático).

Exemplo de cálculo:

$M_0 = 1 \text{ kg}$ (valor alto, usado apenas para fins ilustrativos)	$M = M_0 \times e^{(-k \times T_p)}$
$k = 2,53$ por ano ($T_{1/2} = 100 \text{ dias} = 0,27 \text{ ano}$)	$M = 1 \times e^{(-2,53 \times 2,43)}$
$T_p = 2,43 \text{ anos}$ (887,5 dias)	$M = 2,1 \text{ g}$

Em solos com várias camadas (ou horizontes), aplica-se a Equação 12 para cada camada numa sequência, até à profundidade do lençol freático.

A concentração (C) de um pesticida em água subterrânea, expressa como a quantidade de pesticida (massa) pelo volume de água, pode ser estimada pela expressão:

$$C = \frac{M}{P \times d \times A} \quad [13]$$

M é a massa estimada do pesticida que atinge o lençol freático, P é a porosidade na zona do solo saturada de água, e d é a profundidade de mistura na zona saturada de água (corpo de água subterrânea), considerando uma área (A) de 10.000 m² (1 hectare).

Exemplo de cálculo:

$M = 2,1 \text{ g}$	$C = \frac{M}{P \times d \times A}$
$P = 0,63 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (volume de poros por volume total)	$C = \frac{2,1}{0,63 \times 2,0 \times 10.000}$
$d = 2,0 \text{ m}$	$C = 0,17 \mu\text{g/L}$
$A = 10.000 \text{ m}^2$	

Se uma concentração é tóxica (para pessoas, por exemplo) depende do pesticida considerado. Os padrões de água potável para alguns pesticidas são de 1 μL ou mesmo menor que esse valor. Um micrograma (μ) é igual a 1 kg dividido por 1 bilhão, por isso μL é também referido como parte por bilhão (ppb). Uma forma de visualizar a concentração de 1 ppb de um pesticida na água é pensar nela como uma gota em 1 bilhão de gotas de água ou cerca de uma gota (0,05 mL) em 50 L de água.

A tecnologia ARAquá (Spadotto et al., 2009; Spadotto; Mingoti, 2014; ARAquá..., 2017), atualmente disponível na versão ARAquáWeb, realiza os cálculos aqui apresentados.

6. CONSIDERAÇÕES ADICIONAIS

É importante ter em mente que as águas subterrâneas e superficiais são recursos conectados, respondendo às mudanças nas condições hidrológicas e às interações entre elas (Woessner, 2020).

Deve-se observar que grandes poros contínuos em solos estruturados, assim como fendas e poros formados por raízes de plantas e por animais do solo, tais como minhocas (bioporos), podem levar ao fluxo preferencial da água e facilitar a lixiviação de pesticidas até a água subterrânea. Fluxo preferencial da água acontece quando a água se move mais rapidamente em segmentos do solo do que o esperado no fluxo matricial.

Quando o transporte por convecção é pequeno ou insignificante, o pesticida pode mover-se através do solo por difusão, em que o movimento do pesticida tende a misturar zonas de alta concentração com zonas de menor concentração. Em solos excessivamente compactados, a convecção é reduzida e o movimento do pesticida por difusão molecular torna-se mais importante.

REFERÊNCIAS

ARAQUÁ - Avaliação de Risco Ambiental de Agrotóxico. [2017]. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-solucoes-tecnologicas/-/produto-servico/2024/araqua---avaliacao-de-risco-ambiental-de-agrotoxico>. Acesso em: 27 maio 2025.

DORES, E. F. G. C.; SPADOTTO, C. A.; MINGOTI, R. Pesticide contamination of groundwater in the tropical region. In: PANIAGUA, C. E. da S. (org.). **Meio ambiente**: Agricultura, desenvolvimento e sustentabilidade 2. Ponta Grossa: Atena, 2023. cap. 4, p. 41-69. DOI: <https://doi.org/10.22533/at.ed.391232206>. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1154687>. Acesso em: 27 maio 2025.

GREEN, R. E.; KARICKHOFF, S. W. Sorption estimates for modeling. In: CHENG, H. H. (ed). **Pesticides in the soil environment**: processes, impacts and modeling. Madison: Soil Science Society of America, 1990. v. 2, chap. 4, p. 79-102. (Soil science society of America book series, no. 2). DOI: <https://doi.org/10.2136/sssabookser2.c4>.

HARPER, S. S. Sorption-desorption and herbicide behavior in soil. In: DUKE, S. O. (ed). **Reviews of weed science**. Champaign: Weed Science Society of America, 1994. v. 6, p. 207-225.

LEWIS, S. E.; SILBURN, D. M.; KOOKANA, R. S.; SHAW, M. Pesticide behavior, fate, and effects in the tropics: an overview of the current state of knowledge. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Easton, v. 64, n. 20, p. 3917-3924, May 2016. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.6b01320>.

PAL, R.; CHAKRABARTI, K.; CHAKRABORTY, A.; CHOWDHURY, A. Degradation and effects of pesticides on soil microbiological parameters – a review. **International Journal of Agricultural Research**, Pakistan, v. 1, n. 3, p. 240-258, 2006. DOI: <https://doi.org/10.3923/ijar.2006.240.258>.

RACKE, K. D.; SKIDMORE, M. W.; HAMILTON, D. J.; UNSWORTH, J. B.; MIYAMOTO, J. E.; COHEN, S. Z. Pesticides report 38. Pesticide fate in tropical soils (technical report). **Pure and Applied Chemistry**, Berlin, v. 69, n. 6, p. 1349-1371, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1351/pac199769061349>.

SENESI, N. Binding mechanisms of pesticides to soil humic substances. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 123-124, p. 63-76, Aug. 1992. DOI: [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90133-d](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90133-d).

SPADOTTO, C. A.; DORES, E. F. G. de C.; MINGOTI, R. Pesticide behavior in agricultural soils with special reference to the tropical region. In: SILVA-MATOS, R. R. S. da; SANTOS, J. F. dos; SOUSA, G. C. de (org.). **Cultivando o futuro: tendências e desafios nas ciências agrárias 4**. Ponta Grossa: Atena, 2024. cap. 3, p. 15-42. DOI: <https://doi.org/10.22533/at.ed.7032401043>. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1173431/1/PL-Pesticide-behavior-2024.pdf>. Acesso em: 27 maio 2025.

SPADOTTO, C. A.; MINGOTI, R. **Base técnico-científica do ARAquá 2014**: software para avaliação de risco ambiental de agrotóxico. Campinas: Embrapa Gestão Territorial, 2014. 6 p. (Embrapa Gestão Territorial. Circular técnica, 02). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1009417/1/20150310-ARAquá2014-CT02.pdf>. Acesso em: 27 maio 2025.

SPADOTTO, C. A.; MORAES, D. A. de C.; BALLARIN, A. W.; LAPERUTA FILHO, J.; COLENCI, R. A. **ARAquá**: software para avaliação de risco ambiental de agrotóxico. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2009. 15 p. (Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 7). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/662332>. Acesso em: 27 maio 2025.

WAUCHOPE, R. D.; YEH, S.; LINDERS, J. B. H. J.; KLOSKOWSKI, R.; TANAKA, K.; RUBIN, B.; KATAYAMA, A.; KÖRDEL, W.; GERSTL, Z.; LANE, M.; UNSWORTH, J. B. Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability. **Pest Management Science**, Sussex, v. 58, n. 5, p. 419-445, May 2002. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.489>.

WOESSNER, W. W. **Groundwater–surface water exchange**: rivers, lakes, and wetlands. Guelph: The Groundwater Project, 2020. 159 p. DOI: <https://doi.org/10.21083/978-1-7770541-5-1>.