

Agrotóxicos no Brasil: uma compreensão do cenário atual de utilização e das propriedades do solo que atuam na dinâmica e retenção destas moléculas

Pesticides in Brazil: an understanding of the current scenario of use and the properties of the soil that act on the dynamics and retention of these molecules

Plaguicidas en Brasil: una comprensión del escenario actual de uso y las propiedades del suelo que actúan sobre la dinámica y retención de estas moléculas

Recebido: 10/06/2022 | Revisado: 20/06/2022 | Aceito: 22/06/2022 | Publicado: 03/07/2022

Francinne Hellora Kaczurowski Pereira da Silva

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4795-3530>
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil
E-mail: fran.hellora@gmail.com

Luiz Fernando de Sousa Antunes

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8315-4213>
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil
E-mail: fernando.ufrj.agro@gmail.com

André Felipe de Sousa Vaz

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2750-1660>
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil
E-mail: fernando.ufrj.agro@gmail.com

Maura Santos Reis de Andrade da Silva

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6717-4564>
Universidade Estadual Paulista, Brasil
E-mail: maura.santos@unesp.br

Resumo

Nas últimas décadas, o Brasil tem apresentado uma tendência de aumento significativo do uso de agrotóxicos. Nesse cenário, como o país é um grande produtor e exportador de alimentos, esse aumento representa um problema ambiental sem precedentes. A ocorrência de agrotóxicos no solo tornou-se um problema ambiental altamente significativo que tem sido agravado pela sua grande utilização em todo mundo e pela ausência de tecnologias de remediação com um bom custo benefício em larga escala. O destino do agrotóxico no solo pode ser afetado por características físicas, químicas e biológicas e pela forma como essas características interagem com os ecossistemas. O presente trabalho teve como objetivo fazer uma análise através de estudos realizados previamente sobre as propriedades físico-químicas do solo que atuam na dinâmica e retenção das moléculas dos agrotóxicos, afim de colaborar para estudos de monitoramento e avaliação que buscam medidas adequadas para o desenvolvimento sustentável e o alcance da neutralidade da degradação do solo.

Palavras-chave: Agrotóxicos; Meio ambiente; Biorremediação; Saúde do solo.

Abstract

In recent decades, Brazil has shown a trend of significant increase in the use of pesticides. In this scenario, as the country is a major producer and exporter of agricultural food, this increase represents an unprecedented environmental problem. The occurrence of pesticides in the soil has become a highly significant environmental problem that has been exacerbated by its widespread use worldwide and the absence of cost-effective remediation technologies on a large scale. The fate of the insecticide may be affected by physical, chemical, and biological characteristics, and the way these features interact with ecosystems. The present work aimed to make an analysis through studies carried out previously on the physicochemical properties of the soil that act on the dynamics and retention of the molecules of the most used pesticides in Brazil, in order to collaborate for monitoring and evaluation studies that seek appropriate measures to sustainable development and the achievement of soil degradation neutrality.

Keywords: Agrotoxic; Environment; soil; Bioremediation; Soil health.

Resumen

En las últimas décadas, Brasil ha mostrado una tendencia de aumento significativo en el uso de pesticidas. En este escenario, siendo el país un importante productor y exportador de alimentos, este incremento representa un problema ambiental sin precedentes. La presencia de plaguicidas en el suelo se ha convertido en un problema ambiental de gran importancia que se ha visto agravado por su uso generalizado en todo el mundo y la ausencia de tecnologías de

remediação rentáveis a gran escala. El destino de los plaguicidas en el suelo puede verse afectado por las características físicas, químicas y biológicas y la forma en que estas características interactúan con los ecosistemas. El presente trabajo tuvo como objetivo realizar un análisis a través de estudios realizados previamente sobre las propiedades fisicoquímicas del suelo que actúan sobre la dinámica y retención de moléculas de plaguicidas, con el fin de colaborar para estudios de seguimiento y evaluación que busquen medidas adecuadas para el desarrollo y logro sostenible. neutralidad de la degradación del suelo.

Palabras clave: Plaguicidas; Medio ambiente; Biorremediación; Salud del suelo.

1. Introdução

O solo é o principal componente da pedosfera, camada da qual acontecem as interações entre a atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera, e onde ocorrem as transferências de massa e energia em que minerais, matéria orgânica, ar e água interagem de forma complexa e dinâmica, sendo capaz de sustentar a vida no planeta Terra (Saljnikov et al., 2022). Além disso, ele é um componente vital para a vida humana, fornecendo 95% dos alimentos globais relacionados direta ou indiretamente à produção no solo (FAO, 2015).

Não somente limitado a produção de alimentos, o solo também desempenha o seu papel ecossistêmico devido à sua capacidade de exercer diferentes funções, sendo de suma importância para o funcionamento de diversas cadeias de reações que estão interligadas, assim como para o bem-estar humano (Lilburne et al., 2020). Como exemplo podemos citar a capacidade de armazenamento e retenção de água, nutrientes, contaminantes (evitando sua liberação em corpos d'água), armazenamento de carbono e regulação da produção de gases de efeito estufa, como óxido nitroso e metano (Dominati et al., 2014). As diferentes funções que o solo é capaz de desempenhar dependem, entretanto, de suas propriedades. Como exemplo, o armazenamento de água é uma função do solo mediada por propriedades físicas, tais como o tamanho dos poros, a textura e a sua densidade (Hatfield et al., 2017). Estas propriedades e funções, por sua vez, são ameaçadas pela superexploração e degradação em decorrência do seu mau manejo (Ferreira et al., 2022).

Conceitualmente, os termos 'degradação do solo' e 'degradação da terra' são muitas vezes utilizados no mesmo sentido, pois muitos autores concordam que a degradação do solo reflete na degradação da terra e vice-versa (Saljnikov et al., 2022). De uma perspectiva local, a diminuição do rendimento das colheitas é vista como um indicador de degradação de terra (Stocking & Murnaghan, 2019). A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) define a degradação do solo como uma alteração na saúde do solo, resultando em uma diminuição da capacidade do ecossistema de fornecer bens e serviços (FAO, 2022). É, então, uma sucessão de fatores que podem ser oriundos de causas naturais ou devido ao seu uso intenso que fazem com que as qualidades físicas, biológicas ou químicas do solo sejam perdidas (Alves, 2021).

A necessidade de produzir mais alimentos em virtude do crescente aumento da população faz com que o uso intensivo do solo, cultivos monoculturais, uso de agrotóxicos e fertilizantes químicos afetem a saúde do solo, levando-o à degradação (J. Oliveira et al., 2018). A utilização dessas práticas pode causar a diminuição da qualidade do solo e elevar a degradação devido à retenção de elementos e compostos químicos acima do tolerável, que fazem com que ocorram alterações das propriedades químicas do solo como pH, fertilidade, capacidade de troca catiônica, saturação por bases, teor de matéria orgânica e oxirredução (Bongue et al., 2019; Saravanan et al., 2022a; Silva et al., 2022).

Na agricultura moderna, os agrotóxicos são bastante utilizados na busca por uma maior produtividade (Javaid et al., 2021). Esses produtos desempenharam um papel fundamental na revolução verde ao combater as pragas que afetavam a qualidade e quantidade da produção agrícola, além de suprir as necessidades de uma população para um rápido e mais efetivo crescimento. Porém, apesar da sua importância e necessidade, o uso dos agrotóxicos por longo período de tempo e de forma periódica causa seu acúmulo e o desbalanço das propriedades químicas do solo, colocando em risco o ecossistema devido às suas múltiplas toxicidades (Navarro et al., 2021).

O destino dos agrotóxicos no meio ambiente é regulado principalmente pelo seu comportamento no solo. Na agricultura convencional tais produtos químicos podem atingir o solo de forma direta ou indireta, pois muitas vezes eles caem das partes aéreas da cultura durante a aplicação ou são transportados por outras vias, tais como o escoamento superficial ou subterrâneo e/ou deposição atmosférica (Peña et al., 2020). Uma vez adicionado no solo, eles estão sujeitos a diferentes processos químicos, físicos e biológicos que podem estar relacionados e que determinam o seu destino. Os principais processos envolvidos incluem adsorção, dessorção, mobilidade através do perfil do solo, degradação e absorção pelas plantas. Tais processos estão relacionados com as propriedades físico-químicas do solo, concentração do agrotóxico, tipo de solo e condições climáticas (Martínez-Escudero et al., 2022).

Nesse contexto, o objetivo desse estudo consistiu na realização de uma revisão bibliográfica abordando o cenário atual de utilização dos agrotóxicos no Brasil, por meio da consulta ao *site* do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Além disso, buscou-se informações atuais em artigos científicos de periódicos nacionais e internacionais, notas técnicas, capítulos de livros e *sites* sobre as propriedades do solo que atuam na dinâmica e retenção das moléculas que compõem os agrotóxicos, afim de colaborar para estudos de monitoramento e avaliação que buscam medidas adequadas para o desenvolvimento sustentável e o alcance da neutralidade da degradação do solo.

2. Agrotóxicos

2.1 Agrotóxicos e seu cenário de utilização

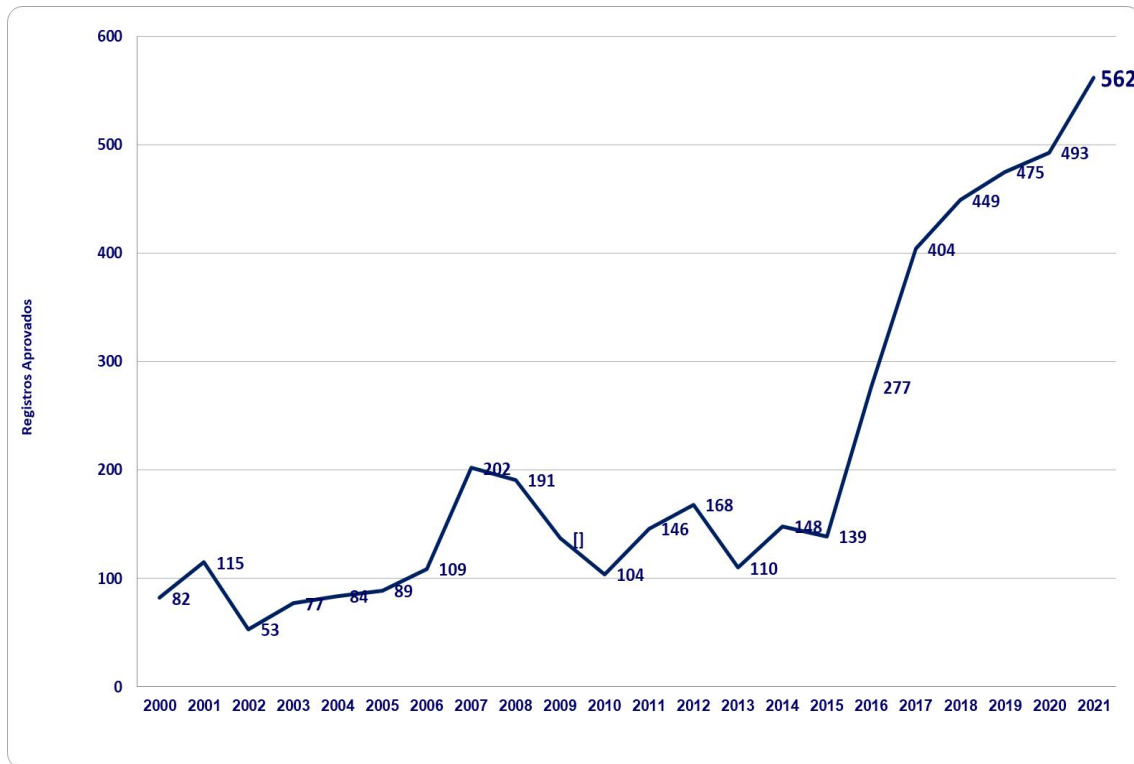
Segundo a Lei N.º 7.802, de 11 de junho de 1989 (Brasil, 1989), atualmente regulamentada pelo decreto N.º 4.074, de 4 de janeiro de 2002 (Brasil, 2002), define agrotóxico como

“os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e também de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos bem como substâncias e produtos, empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento e os princípios ativos, os produtos técnicos, suas matérias-primas, os ingredientes inertes e aditivos usados na fabricação de agrotóxicos e afins.”

Na última década, a América Latina tornou-se uma das principais regiões associadas ao consumo mundial de agrotóxicos (Rossetti et al., 2020). O Brasil estabeleceu-se como um dos maiores produtores de alimento do mundo, tendo a agricultura como a base de sua economia (Oliveira et al., 2018). Assim, diante da necessidade de atender a alta demanda de exportação e produtividade, o consumo de agrotóxicos cresceu de forma intensa, fazendo com que o Brasil ocupasse o lugar de um dos líderes de utilização, sendo o terceiro deles, ficando atrás dos Estados Unidos e da China, respectivamente (Botelho et al., 2020; FAO, 2022).

Um dos fatores que favorecem o alto consumo de agrotóxicos no Brasil e que faz com que o país permaneça nessa tendência é a concessão cada vez maior do número de registros desses produtos. No período de 2010 a 2015, a média de novos registros por ano ficou em 135,8. O aumento exacerbado desse valor é observado no ano seguinte, com 277 novos registros de agrotóxicos, contabilizando uma média de 349,6 novos químicos aprovados no período de 2016 a 2021, sendo que somente em 2021 foram 562 novos produtos registrados (Figura 1). Entretanto, apesar do aumento dos números de registros, não houve um número elevado de novos ingredientes ativos introduzidos na produção agrícola, a maior parte dos registros são produtos técnicos equivalentes e produtos formulados genéricos (MAPA, 2022).

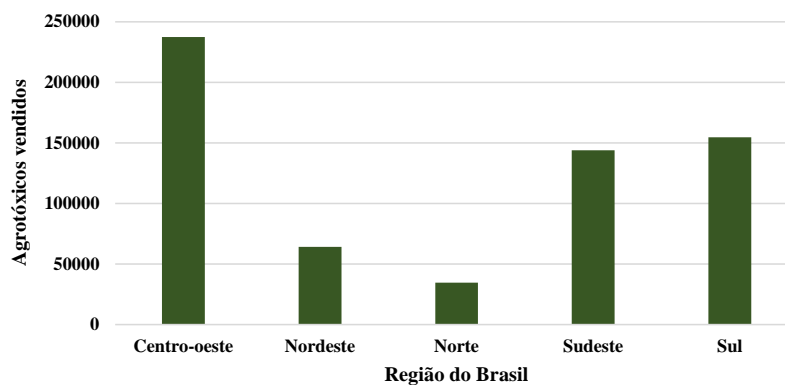
Figura 1. Registros de agrotóxicos concedidos no período de 2000 a 2021.



Fonte: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2022).

O último Censo Agropecuário realizado em 2017 revelou que 36% dos estabelecimentos rurais fazem uso de agrotóxicos, um aumento de 20,46% comparado ao Censo anterior, de 2006 (IBGE, 2017). A aplicação desses produtos químicos é concentrada em algumas culturas, em que apenas três delas correspondem a três quartos do total de agrotóxicos consumidos no Brasil, são elas: soja, milho e cana-de-açúcar (Moraes, 2019). Por região, as maiores taxas de vendas se encontram no Centro-Oeste, em seguida o Sul e Sudeste, segundo os dados de comercialização descritos na Figura 2. Em termos quantitativos, os estados de Mato Grosso, São Paulo, Rio Grande do Sul e Paraná respondem por 58% das compras totais de agrotóxicos (IBAMA, 2021).

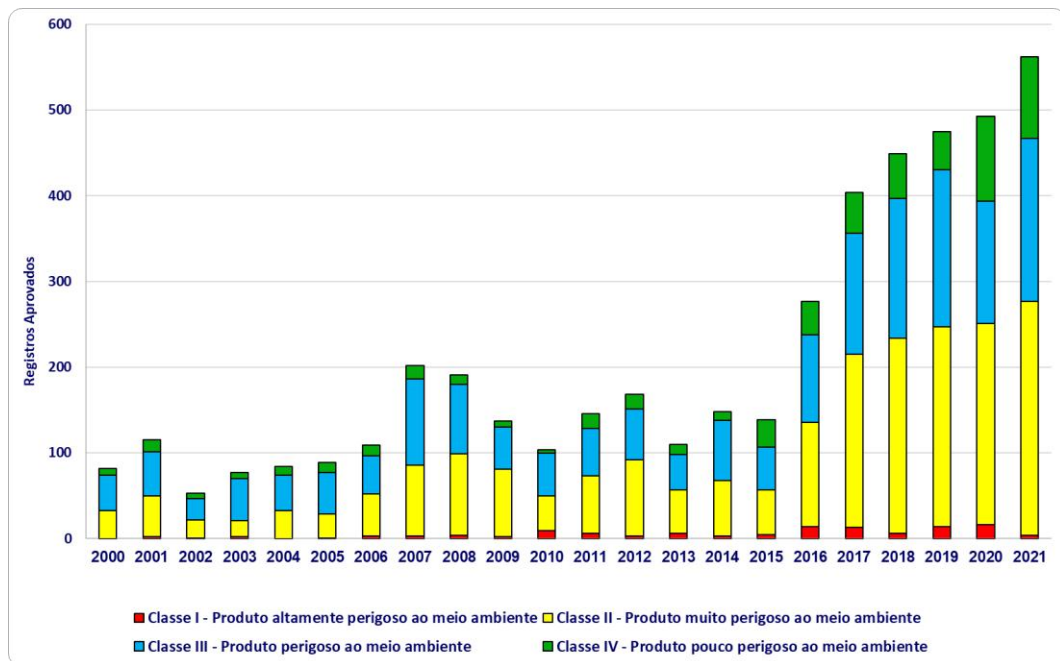
Figura 2. Número de agrotóxicos vendidos por região do Brasil.



Fonte: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2022).

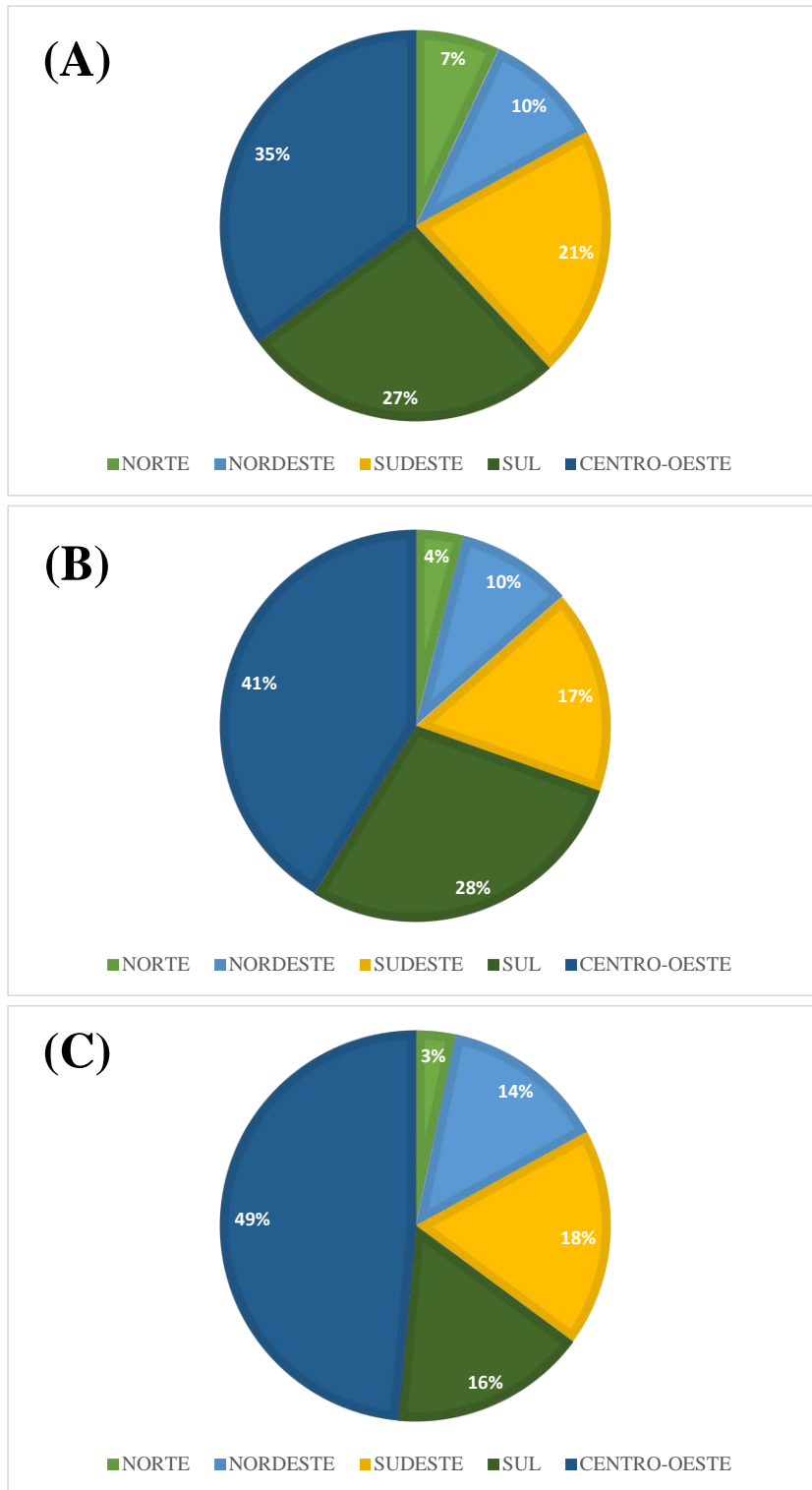
Além das quantidades totais, o crescimento do uso de ingredientes ativos variou conforme o grau de periculosidade ambiental. A Figura 3 apresenta a evolução do registro de agrotóxicos de acordo com a classificação de periculosidade ambiental definido pelo IBAMA, no período de 2000 a 2021. Observa-se que o crescimento da comercialização de produtos de alta ou muita periculosidade cresceram 183% de 2010 para 2020, enquanto os produtos perigosos ou de pouca periculosidade cresceram 156% nesse mesmo período. Atualmente, cerca de um terço dos agrotóxicos consumidos no país são de alta ou muita periculosidade. Comparando as diferentes regiões do país, nota-se que algumas responderam proporcionalmente mais pelo crescimento do uso de agrotóxico altamente ou muito perigosos do que outras regiões. Nas três regiões que mais consomem agrotóxicos no país o crescimento foi maior no Centro-Oeste do que no Sul e Sudeste (Figuras 4-A, 4-B e 4-C) (IBAMA, 2021).

Figura 3. Evolução do registro de agrotóxicos de acordo com a classificação de periculosidade ambiental.



Fonte: IBAMA (2021).

Figura 4. Utilização de herbicidas (A), fungicidas (B) e inseticidas (C).



Fonte: IBAMA (2021).

Quanto a utilização por diferentes classes de uso, no ano de 2020 os principais produtos utilizados foram os herbicidas, fungicidas e inseticidas. Já o *ranking* dos três principais ingredientes ativos utilizados no país é representado por: Glifosato (herbicida); 2,4-D (herbicida) e Mancozebe (fungicida) (Tabela 1).

Tabela 1. Ingredientes ativos mais vendidos em 2020.

Ingrediente ativo (IA)	Vendas (toneladas de IA)	Ranking
Glifosato	246.017,51	1°
2,4-D	57.597,57	2°
Mancozebe	50.526,87	3°
Atrazina	33.321,11	4°
Acefato	29.982,50	5°
Clorotalonil	24.191,03	6°
Malationa	15.702,11	7°
Enxofre	11.390,90	8°
Imidacloprido	9.401,65	9°
Clorpirifós	8.864,88	10°

Fonte: IBAMA (2021).

2.1.1 Herbicidas

Os herbicidas são considerados substâncias químicas capazes de selecionar populações de plantas para controlar ou suprimir o seu crescimento (Botelho et al., 2020). Eles são classificados por grupos químicos de acordo com seu mecanismo de ação referente ao processo biofísico ou bioquímico inicial que acontece no interior da célula quando inibido pela atividade do herbicida. Esse processo inicial pode ser suficiente para o controle das espécies sensíveis, porém, normalmente, são necessários outros processos e reações químicas para seu efeito. Esse somatório de processos é denominado ‘modo de ação’ (Scherer Roman et al., 2005).

O efeito final expresso na planta após a aplicação de um herbicida é o que define o modo de ação. Geralmente, os herbicidas inibem a atividade de uma enzima ou proteína na célula, desencadeando uma série de eventos que matam ou inibem o desenvolvimento da célula e do organismo. Assim, os herbicidas que apresentam o mesmo mecanismo de ação também apresentam formas similares de translocação de substâncias no interior da planta que vão produzir sintomas de injúrias similares e assim, também, podem ser classificados em famílias (Marchi et al., 2008; Barbosa et al., 2020).

Em exemplo, o glifosato, herbicida mais utilizado no país, inibe a enzima 5-enolpiruvilshiquimato 3-fosfato sintase (EPSPs), resultando na inibição da síntese de aminoácidos essenciais, prejudicando a produção de proteínas, vitaminas K e E, hormônios, entre outros produtos essenciais que afetam no crescimento e desenvolvimento das plantas (Correia, 2021).

Quanto as outras formas de classificação dos herbicidas, além dos diferentes mecanismos de ação, tem-se classificações quanto à seletividade, quanto à época de aplicação e à translocação (M. F. Oliveira & Brighenti, 2018). A seletividade é a capacidade da cultura em decompor ou metabolizar a molécula do herbicida antes de sua ação e que a planta alvo não tenha capacidade de fazê-lo, dessa forma, a cultura sobrevive e a planta alvo morre (Shiratsuchi & Fontes, 2002). A classificação quanto à translocação refere-se à mobilidade do herbicida na planta, podendo ele se translocar a longas distâncias (herbicidas sistêmicos) ou permanecer imóveis (herbicidas de contato) (Correia, 2021). E finalmente, a classificação quanto à época de aplicação determina se ela vai ser realizada antes ou após a emergência das plantas alvo, sendo aplicado no solo ou na planta (EMBRAPA, 2006).

2.1.2 Fungicidas

Os fungicidas são agentes usados na prevenção ou erradicação de infecções por fungos em plantas ou sementes. Na agricultura, são usados na proteção de tubérculos, frutas ou outras partes vegetais durante o armazenamento ou aplicados diretamente em plantas ornamentais, árvores e em diferentes culturas. Diversas substâncias com componentes químicos amplamente variados são usadas como fungicidas (Ballantyne, 2003). Suas formas de classificação referem-se as diferentes estruturas químicas e também devido ao seu modo de ação (Gupta, 2018).

De acordo com o papel de proteção que cumprem nas plantas, eles podem ser classificados como fungicidas de proteção ou preventivos, caso eles impeçam a ocorrência da infecção; antiesporulantes, caso eles impeçam que os esporos sejam produzidos e curativos, se inibem o desenvolvimento de uma doença após a infecção. De acordo com sua mobilidade eles são classificados como fungicidas de contato ou sistêmico (Bolognesi & Merlo, 2019; Gupta, 2018).

Os fungicidas de contato são adsorvidos na superfície da planta e não penetram nos tecidos vegetais, cumprem um papel de proteção e são afetados por fatores ambientais ocasionando perdas químicas e fazendo com que seja necessárias repetidas aplicações. Já os fungicidas sistêmicos penetram nos tecidos vegetais e são transportados pela seiva da planta (Müller et al., 2010).

Um grande número de ingredientes ativos são utilizados como fungicidas proporcionando diferentes tipos de mecanismo de ação, como é o caso do Mancozeb, terceiro ingrediente ativo mais vendido no país em 2020, que é um inibidor de atividade enzimática por complexação com enzimas contendo metais (Bolognesi & Merlo, 2019).

2.1.3 Inseticidas

Os inseticidas são aplicados nas culturas para o controle de insetos. São usados principalmente para eliminar pragas que infestam plantas cultivadas ou para exterminar insetos transmissores de doenças em áreas geográficas específicas. Os inseticidas podem ser de origem natural ou sintética e são diferenciados entre seus ingredientes ativos e formulações (Bolognesi & Merlo, 2019; Taylor & Baumert, 2014).

A formulação afeta em como o produto químico é aplicado, sua absorção e se são necessários outros produtos químicos que aumentam a atividade. O ingrediente ativo é responsável pelo modo de ação do inseticida, podendo ser composto de moléculas idênticas, estereoquimicamente diferentes ou uma mistura de vários compostos químicos. O ingrediente ativo também determina se o inseticida se moverá sistematicamente pela planta (Ascough et al., 2008; Karlik, 2003).

Tão importante quanto o modo de ação, a dinâmica da maneira como os compostos precisam atingir o alvo depende diretamente de sua hidrofobicidade, tamanho, composição química e estrutura química das moléculas (Bloom & Laubach, 1962). A reatividade e estabilidade dessas moléculas estão estritamente correlacionadas com a estrutura química e influenciam nos mecanismos de ação, toxicidade e persistência desses químicos no meio ambiente (Rezende-Teixeira et al., 2022).

Em exemplo, a classe dos organoclorados, que inclui o diclorodifeniltricloroetano (DDT), possui estruturas de hidrocarbonetos clorados e algumas propriedades físicas comuns, como baixa solubilidade em água e alta lipossolubilidade, e são resistentes à degradação e, portanto, persistentes no meio ambiente (Costa, 2015).

3. Propriedades do Solo que Influenciam na Adsorção dos Agrotóxicos

3.1 Teor de matéria orgânica

O destino dos agrotóxicos no solo é afetado por diversos fatores e, dentre eles, a matéria orgânica é considerada o de maior importância de acordo com sua implicação em diferentes processos (Benoit & Preston, 2000), promovendo a retenção e imobilização de agroquímicos no solo, sendo um dos principais adsorventes ou estimulando sua biodegradação (Sorensen & Aamand, 2001).

Devido à alta susceptibilidade química dos agroquímicos para moléculas orgânicas, vários tipos de interações podem ocorrer entre eles, resultando na adsorção de agrotóxicos na matéria orgânica do solo. Isso é atribuído devido à alta atividade química da matéria orgânica para superfícies minerais assim como para moléculas orgânicas, permitindo diversos tipos de interações com os agrotóxicos (Chaplain et al., 2011).

A matéria orgânica do solo é bastante diversificada estruturalmente. A sua capacidade de sorção é controlada não apenas por sua composição química, mas também pelo seu tamanho, devido ao grande número de sítios sortivos relacionado à sua área

superficial. Ela também é composta por substâncias de natureza húmica e não húmica e em comparação com a matéria não humificada, a matéria humificada é quimicamente mais reativa se tratando de agrotóxicos (Farenhorst, 2006).

Diversos grupos funcionais são encontrados nos ácidos húmicos, como hidroxilas, ácidos carboxílicos, aminas, fenóis, amida, carbonila, ésteres, tendo um importante papel na interação dos agrotóxicos com a matéria orgânica, além da presença de diversos grupos hidrofóbicos, também presentes no componente orgânico do solo (Zhang et al., 2020).

3.2 Minerais no solo

O teor de argila, óxidos e hidróxidos tem uma função significativa na adsorção dos agrotóxicos. Em geral, solos argilosos são mais propensos à sorção devido à presença de um grande número de grupos hidroxila e cátions trocáveis, criando condições para superfícies hidrofílicas. Além disso, como já descrito, quanto maior o teor de matéria orgânica, maior sorção de pesticidas ao solo (Ochoa & Maestroni, 2018).

Spark e Swift (2002) mostraram que, ao aumentar o teor de argila no solo, maior é o tempo de retenção de pesticidas no solo. Isso é devido a uma grande superfície de contato por unidade de massa, pequeno tamanho da partícula e presença de cargas negativas nos minerais argilosos. Conseqüentemente, há uma diminuição no movimento dos agrotóxicos no solo, reduzindo a lixiviação e o escoamento superficial (Undabeytia et al., 2021).

3.3 Microrganismos do solo

Um dos pilares da retenção dos agroquímicos no solo é dado pela degradação desses químicos a partir da ação dos microrganismos, como bactérias e fungos. Tal mecanismo tende a controlar a persistência, atividade e a movimentação dos agrotóxicos no solo, afetando também no processo de adsorção (Gilani et al., 2016).

A molécula de agrotóxico no solo pode ser transformada, sendo chamada de produtos de transformação ou metabólitos. Para muitas moléculas de agroquímicos, o ponto final dessa transformação é a mineralização a gás carbônico, água e íons minerais, o que acontece normalmente via ação dos microrganismos. Os microrganismos no solo, então, podem ser considerados os principais agentes de modificação (Chaplain et al., 2011).

Diversas reações enzimáticas acontecem a partir da metabolização de agrotóxicos em detrimento da ação dos microrganismos. Oxidação, redução e hidrólise são exemplos de reações devido á atividade microbiana, das quais são introduzidos grupos funcionais como hidroxila, carboxila e amina nas moléculas, levando a uma biotransformação do produto original, dando novas propriedades físicas e biológicas para elas (Nowak et al., 2013).

Raimondo et al (2020) fizeram um trabalho que teve como objetivo avaliar a biorremediação de um sistema experimental poluído com lindano (agrotóxico clorado com amplo espectro de ação) com diferentes tipos de solo, utilizando uma cultura de quatro cepas diferentes de *Streptomyces sp.* bioestimuladas com torta de filtro de cana-de-açúcar, detectando uma dissipação de 82,6% de agrotóxico em solo arenoso. Outros estudos também mostram que a adição de cepas bacterianas previamente isoladas pode melhorar a remoção de 2,4-D e aumentar a taxa de degradação a partir de outros microrganismos (Han et al., 2015).

3.4 pH e teor de água no solo

O pH do solo influencia na adsorção de pesticidas e varia com a natureza do produto e também com a composição química do solo. Além disso, também influencia na carga elétrica de óxidos e da matéria orgânica do solo, assim como a dissolução e adsorção de pesticidas, que pode aumentar ou diminuir com o pH dependendo da carga do pesticida (Shaheen et al., 2019).

Os agrotóxicos ácidos são doadores de prótons e em pH alto tornam-se ânions devido à dissociação e agrotóxicos básicos tornam-se cátions em pH baixo, portanto, são mais fortemente adsorvidos. Como exemplo, temos a retenção do glifosato, que aumenta à medida que o pH diminui porque o número de cargas negativas na molécula reduz, permitindo a adsorção em adsorventes carregados negativamente, como argila ou matéria orgânica (Ochoa & Maestroni, 2018).

O teor de água no solo tem uma alta influência na retenção e degradação dos agroquímicos pois afeta nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Geralmente, a atividade microbiana aeróbica aumenta com o teor de água no solo. O baixo teor de água diminui a atividade microbiana e isso influencia na sorção de pesticidas a longo prazo (Tudi et al., 2021).

4. Comportamento dos Agrotóxicos no Solo

Quando estão no ambiente, os agrotóxicos interagem com o solo, água e organismos. Essas interações são controladas por diversas reações químicas, físicas e biológicas que influenciam no comportamento do agrotóxico com o meio onde ele se encontra, proporcionando uma combinação de processos naturais. Na maioria das vezes, as moléculas de agrotóxicos atingem o solo, podendo assim, seguir diferentes rotas, alcançando diversos ecossistemas e interferindo na dinâmica de inúmeros seres vivos (Eevers et al., 2017).

Fatores externos como tipo de solo (textura, estrutura, teor de matéria orgânica, pH, capacidade de troca catiônica, água, relevo, microrganismos), estrutura molecular do princípio ativo, propriedades físico-químicas e condições climáticas (temperatura, umidade, chuvas), são características que influenciam na distribuição dos agrotóxicos nos compartimentos ambientais (atmosfera, solo, água e biota) quando esses são aplicados e/ou desviados do seu alvo (Gebler et al., 2007; Saravanan et al., 2022b).

O modo de aplicação vai influenciar no destino do agrotóxico no solo. Agrotóxicos pulverizados nas folhagens terão proporções captadas pelo dossel da cultura e/ou pela superfície do solo. Isso implica que, nesse caso, os processos de transporte mais possíveis de ocorrerem com essas moléculas serão escoamento superficial, volatilização, movimento com partículas de solo e fotodecomposição. Já os agrotóxicos aplicados diretamente no solo ou incorporados na semente das plantas serão fixados à estrutura do solo e assim, desempenharão sua função agroquímica de forma correta (Correia, 2018; Ochoa & Maestroni, 2018).

Assim, o solo é considerado o principal receptor de agrotóxicos, e seu destino no meio ambiente depende de interações físicas e químicas entre os agentes do solo e do químico aplicado. Essas interações resultam em uma maior ou menor disponibilidade de agrotóxicos para o seu papel agroquímico ou para causarem impactos ambientais (Souza et al., 2020).

O destino e comportamento dos agrotóxicos no solo são governados pela adsorção-dessorção, degradação, lixiviação e escoamento (Rasool et al., 2022). A adsorção é provavelmente o modo de interação mais importante entre o solo e os agrotóxicos (M. Oliveira et al., 2020).

4.1 Adsorção e dessorção dos agrotóxicos no solo

Um importante regulador nos processos de lixiviação e contaminação por meio de carregamento superficial é a capacidade de adsorção e dessorção que acontece no solo. Esses fenômenos são responsáveis por prever a mobilidade e biodisponibilidade dos agroquímicos, sendo influenciado por variáveis relacionadas à composição química do produto e às propriedades do solo (Sarkar et al., 2020).

A adsorção é definida pela relação entre a concentração de uma substância ligada à fase sólida do solo e a que permanece dissolvida na fase líquida. A adsorção pode ser física, da qual as moléculas adsorvidas e o adsorvente interagem devido a força de Van de Waals, e a adsorção também pode ser química, da qual envolve a força de Valência encontrada na formulação das substâncias químicas do agrotóxico aplicado (Agboola & Benson, 2021).

É o resultado da atração elétrica entre partículas carregadas de moléculas de agroquímicos que são positivamente carregadas, ligadas à partículas negativamente carregadas de argila e matéria orgânica do solo (M. Oliveira et al., 2020). Essa relação pode ser reversível ou parcialmente irreversível, controlando a biodisponibilidade e persistência dos agroquímicos no solo (Correia et al., 2007).

Além da lixiviação e o do escoamento superficial dos agrotóxicos, a taxa de agroquímicos degradados e o transporte de substâncias transformadas são influenciados pelo processo de adsorção. Com isso, a adsorção resulta na diminuição da degradação de agroquímicos por microrganismos ou aumenta a degradação não biológica devido a catalisação por hidrólise (Liu et al., 2018).

A dessorção determina se a fase sólida do solo oferece um ambiente permanente ou um reservatório temporário, regulando o retorno das moléculas de agroquímicos à solução em detrimento a uma diminuição na concentração da solução no solo. Esse processo é influenciado pelos constituintes do solo e pela força de ligação das moléculas (OECD, 2000).

5. Propriedades dos Agroquímicos que Influenciam sua Adsorção no Solo

5.1 Solubilidade em água do agroquímico

Importante para determinar o transporte e distribuição de uma substância no meio, a solubilidade do agroquímico é uma propriedade relevante a ser considerada. Esse parâmetro indica a quantidade máxima de uma molécula que se dissolve em água pura a uma determinada temperatura. É considerada um importante fator de adsorção, pois a adsorção no solo acontece em meio aquoso (Silva et al., 2007).

A solubilidade em água pode ser considerada como uma separação de uma molécula entre ela mesma e a água, sendo um balanço entre a quantidade de grupos hidrofílicos e hidrofóbicos que a molécula química apresenta. No entanto, há uma complexidade no mecanismo de adsorção do qual não se pode atribuir uma regra geral (Aguer et al., 2000).

Em geral, a adsorção dos agroquímicos no solo é reduzida quando eles apresentam alta capacidade de solubilidade em água (maior quantidade de grupos hidrofílicos) e alta afinidade pela fase aquosa. Por outro lado, a probabilidade de adsorção ao solo aumenta com a hidrofobicidade do agroquímico (Ochoa & Maestroni, 2018).

5.2 Constante de ionização do agroquímico

A ionização refere-se à força dos grupos funcionais ionizáveis presentes. Esta constante relaciona-se com a possibilidade de ionização das moléculas em soluções com diferentes valores de pH, portanto, depende do pH do sistema solo. Conforme a constante de equilíbrio de ionização, os herbicidas podem ser classificados em herbicidas ácidos, básicos e não iônicos (Javanbakht et al., 2013).

Agroquímicos com propriedades ácidas doam prótons e em pH ácido formam ânions, íons carregados negativamente devido à dissociação. Agroquímicos com propriedades básicas recebem prótons e em baixo pH formam cátions, íons carregados positivamente resultando em um aumento de adsorção. Agroquímicos não iônicos são aqueles que não doam nem recebem prótons em solução, podendo ser submetidos a polarização temporária, contribuindo para adsorção em uma superfície carregada (Kah & Brown, 2006).

Kah e Brown (2006) afirmam que a área superficial da molécula e a carga superficial mineral são importantes para adsorção de agrotóxicos. Eles observaram que a adsorção de Mecoprop e 2,4-D (agrotóxicos aniônicos) aumentou na presença de caulinita (carga superficial negativa), mostrando uma relação positiva entre a adsorção e a ionização do pesticida.

5.3 Hidrofilicidade e lipofilicidade dos agroquímicos

A hidrofilicidade refere-se à afinidade do agroquímico em relação às moléculas de água, sendo caracterizado pela solubilidade em água. Em contrapartida, um composto solúvel em água será pouco solúvel em solventes orgânicos apolares, como o octanol. Assim, a lipofilicidade é a capacidade de um agroquímico se dividir em lipídios ou gorduras, óleos e solventes não polares, sendo medido pelo coeficiente de partição octanol-água (Clausen et al., 2001; Chaplain et al., 2011).

O coeficiente de partição octanol-água é a medida da lipofilicidade da molécula, referente à medida da intensidade da afinidade da molécula pela fase polar (água) e apolar (1-octanol). É definido pela razão entre a concentração do produto na fase n-octanol e a fase aquosa, quando estiverem em equilíbrio e o produto diluído (Chaplain et al., 2011).

Em geral, a adsorção de agroquímicos diminuem quando sua solubilidade em água aumenta devido à sua alta afinidade pela fase aquosa e a adsorção aumenta com a hidrofobicidade do agrotóxico. Também é relevante considerar o equilíbrio hidrofílico/hidrofóbico dos adsorventes do solo (Reis et al., 2014).

6. Remediação de Solos Contaminados por Agrotóxicos

Estratégias para remediação de solos contaminados podem ser físicas, químicas, biológicas ou uma combinação utilizando de todas essas abordagens (Jobby et al., 2018; Pascal-Lorber & Laurent, 2011). A seleção de tecnologias apropriadas depende de vários fatores como características do local e tipo de contaminação (pontual ou difusa), concentração e tipo de agrotóxicos a serem removidos e o uso final do meio contaminado (Gavrilescu, 2009; Gonçalves & Delabona, 2022). Tradicionalmente a contaminação dos agrotóxicos é remediada usando tecnologias físico-químicas onde solos são escavados, retirados e transportados para aterros especializados ou o material também pode ser incinerado ou estabilizado no local (Gonçalves & Delabona, 2022; McGuinness & Dowling, 2009).

Apesar de eficientes, essas tecnologias possuem altas limitações pois, escavar e transportar solos são procedimentos caros e trabalhosos e ainda afetam drasticamente no ecossistema, do qual somente irá se recuperar após anos (Dijkgraaf & Vollebergh, 2004; Eevers et al., 2017). Além desse fator, outra limitação para aplicação dessas tecnologias é a área em que ela pode ser aplicada. Considerando que ela possui um alto custo e é intensiva, seu custo-benefício só vale a pena para áreas pequenas com alta contaminação (Hussain et al., 2009).

A biorremediação apresenta ideias viáveis para superar essas tecnologias tradicionais. Esse processo é definido pela transformação dos componentes nocivos do solo em compostos não tóxicos por organismos vivos, sendo dependentes da capacidade metabólica dos microrganismos (Jan et al., 2014). O resultado esperado é que os locais poluídos sejam restaurados às suas condições originais sem qualquer outro efeito prejudicial ao meio ambiente (Jobby et al., 2018).

A eficiência microbiana da degradação é uma função da capacidade dos microrganismos degradadores de permanecerem ativos no ambiente. Islas-García et al. (2015) estudaram diferentes parâmetros como a concentração de hidrocarbonetos e de pesticidas organoclorados, além de nutrientes e microrganismos tolerantes em um solo agrícola para definir sua viabilidade para biorremediação. A diminuição da concentração do poluente e o aumento da atividade microbiana indicaram que o uso da bioestimulação de microrganismos nativos era viável em um solo contaminado com hidrocarbonetos e agrotóxicos. Assim, aumentar a capacidade desses microrganismos por inoculação ou promover bioestimulação é uma das formas para tornar a biorremediação mais efetiva.

Tal efeito também pode ser alcançado com a utilização de plantas que se associam, extraem e remédiam poluentes do meio ambiente e do solo (fitorremediação) (Ojuederie & Babalola, 2017). Assim, nos dois processos, a matriz contaminante impõe múltiplos estresses na população biótica, fazendo com que os contaminantes sejam transformados em biomassa ou em produtos inofensivos do metabolismo, ou são imobilizados ou separados (Eevers et al., 2017, p.; Haimi, 2000).

A biodisponibilidade de agrotóxicos (definida como a acessibilidade de um produto químico para a assimilação por microrganismos, do ponto de vista da biodegradação) e outros contaminantes orgânicos é uma grande limitação para a biorremediação completa de solos contaminados, pois afeta o tempo de ação para a transformação em biomassa, o custo e o ponto final do processo (Lopes et al., 2013). Apesar disso, a eficiência do processo de biorremediação ainda depende em grande parte das condições ambientais locais como umidade do solo, temperatura, pH e teor de matéria orgânica. A umidade do solo é determinada pelo teor de água do solo e influencia não apenas a disponibilidade de água para os microrganismos do solo, mas também para as condições redox que podem impactar possíveis reações de degradação bioquímica orgânica (Singh et al., 2006; Alves et al., 2016).

Schroll et al. (2006) avaliaram o efeito da umidade do solo na mineralização de pesticidas (isoproturon, benzolina-etilo e glifosato) pela ação de microrganismos. Os resultados apresentaram a relação entre o aumento da umidade do solo e a mineralização dos pesticidas e que a umidade excessiva do solo retardou a mineralização de pesticidas devido ao excesso de água, impedindo a propagação de oxigênio no ambiente.

Temperatura e pH também são dois parâmetros importantes que influenciam na biodegradação que acontece no solo. Assim como a maioria das outras enzimas, as moléculas que se mostram ativas na degradação de pesticidas são conhecidas por serem dependentes de temperatura. Além de afetar a atividade microbiana e as taxas das reações bioquímicas, a temperatura também atinge as proteínas que interferem na fisiologia celular e a permeabilidade da membrana celular da microbiota (Massoud et al., 2013). Temperaturas em torno de 15- 40 °C caracterizam condições ótimas para degradação de pesticidas (Hong et al., 2007), assim como Eevers et al. (2016) consideraram em seu trabalho que esse intervalo é o mais favorável à degradação de pesticidas por bactérias isoladas degradadores desses compostos.

O mesmo acontece para as condições de pH, em que o melhor comportamento da bactéria está em torno de 6.5 e 7.5, condições que se aproximam do pH intracelular (Massoud et al., 2013). O pH, assim como o teor de matéria orgânica, também influencia nos processos de adsorção e dessorção que acontece no solo, além de afetar a disponibilidade de nutrientes. A dessorção de agrotóxicos das partículas do solo aumenta a biodisponibilidade e a eficiência da biorremediação (Hussain et al., 2009).

Apesar da dependência pelo potencial hidrogeniônico (pH), esse valor não é absoluto para todos os compostos e bactérias. Okeke *et al.* (2002) estudaram a degradação de isômeros de hexaclorociclohexano (HCH, inseticida) a partir da bactéria *Pandorear sp.*, isolada em uma cultura de enriquecimento, em um intervalo de pH de 4 a 9.

Uma das razões mais importantes para o uso da biorremediação para eliminar poluentes orgânicos é que ela consiste em uma técnica econômica e ecologicamente correta de destruir ou tornar inofensivos contaminantes orgânicos no solo, utilizando-se da atividade biológica natural. Embora qualquer procedimento para promover ou destruir poluentes seja caro, os procedimentos biológicos tendem a ser os mais baratos (Alexander, 2000; Eevers et al., 2017).

7. Considerações Finais

A ocorrência de agrotóxicos nos solos é uma questão ambiental de grande relevância e que atualmente tem chamado a atenção da comunidade científica. Ainda assim, a regulamentação de agrotóxicos e de outros produtos e serviços não é um processo politicamente neutro. Apesar do olhar importante e necessário da comunidade científica, as regulamentações adotadas dos governos não resultam apenas da influência desse grupo, mas também dos poderes relativos de grupos que ganham e que perdem com a regulamentação.

As regras quanto à utilização de agrotóxicos não são resultado apenas de considerações e evidências científicas, mas também do confronto entre forças sociais que defendem ou se opõem ao seu uso. Nesse sentido, a mobilização de grupos que

possuem maiores benefícios ou custos é mais eficaz do que aqueles grupos dispersos, construindo assim um cenário de desequilíbrio e desigualdade do qual favorece fabricantes de agrotóxicos e produtores rurais que fazem uso intensivo deles.

A questão é que apesar de outros países também utilizarem agrotóxicos em larga escala, a tendência na maior parte dos países desenvolvidos é de diminuição do uso ou estabilização. Assim, apesar das taxas de utilização no Brasil não serem extremamente altas, elas provavelmente alcançarão o topo caso a tendência desse crescimento se mantenha, assim como os demais países do Mercosul.

No contexto ambiental, o estímulo ao manejo racional dos agrotóxicos, os estudos da dinâmica desses produtos no meio ambiente e a adoção de medidas para mitigar e remediar impactos causados por esses químicos, poderão resultar em benefícios diretos e relevantes aos recursos naturais, juntamente com metas de sustentabilidade, as quais são desejadas pela sociedade.

Ainda nesse contexto, o bem-estar social e animal no meio rural poderá ter reflexos positivos caso essas medidas sejam aplicadas nesses locais pois, a contaminação de recursos hídricos a partir desses químicos afetam populações rurais e urbanas. Trabalhadores e famílias moradoras do entorno de áreas agrícolas estarão expostos à uma menor quantidade de agrotóxicos. Além da preservação e conservação da biodiversidade, que acarretará em uma melhor qualidade para a vida do homem no campo.

Em relação à remediação dos solos já contaminados, temos que a atividade microbiana e a biodisponibilidade do pesticida estão entre os fatores mais importantes para a degradação dessas moléculas químicas. No entanto, ainda é necessário a identificação das associações microbianas presentes em diferentes tipos de solo e suas respectivas capacidades de degradação, assim como são necessários mais estudos acerca do uso de resíduos orgânicos na redução da contaminação ambiental dos agrotóxicos e água subterrânea. Abordagens de estudos nessas linhas poderão refletir na obtenção de resultados com maior aplicação na mitigação da contaminação por agrotóxicos no ambiente do solo.

Referências

- Agboola, O. D., & Benson, N. U. (2021). Physisorption and Chemisorption Mechanisms Influencing Micro (Nano) Plastics-Organic Chemical Contaminants Interactions: A Review. *Frontiers in Environmental Science*, 9. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fenvs.2021.678574>
- Aguer, J. P., Hermosin, M. C., Calderon, M. J., & Comejo, J. (2000). Fenuron sorption on homoionic natural and modified smectites. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 35(3), 279–296. <https://doi.org/10.1080/03601230009373270>
- Alexander, M. (2000). Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. *Environmental Science & Technology*, 34(20), 4259–4265. <https://doi.org/10.1021/es001069+>
- Alves, O. R., Bandeira, O. A., Borges, A. A., Prado, R. M., & Pasqualetto, A. (2016). Biotecnologias de remediação de solos contaminados com agroquímicos. *Agrarian Academy*, 3(5), 27–50. https://doi.org/10.18677/Agrarian_Academy_2016_003
- Alves, R. E. (2021). A relação entre agricultura, degradação do solo e tempestades de areia. *Revista Ayika*, 1(1), 50–56. <https://www.revistas.uneb.br/index.php/ayika/article/view/13407>
- Ascough, J. C., Fathelrahman, E. M., & McMaster, G. S. (2008). Insect Pest Models and Insecticide Application. Em S. E. Jørgensen & B. D. Fath (Orgs.), *Encyclopedia of Ecology* (p. 1978–1985). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00208-1>
- Ballantyne, B. (2003). Toxicology of Fungicides. Em *Pesticide Toxicology and International Regulation* (Vol. 1, p. 191–303). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/0470091673.ch6>
- Barbosa, R. S., Souza, J. P. de, Almeida, D. J. de, Santos, J. B. dos, Paiva, W. dos S., & Porto, M. de J. (2020). As possíveis consequências da exposição a agrotóxicos: Uma revisão sistemática. *Research, Society and Development*, 9(11), e45191110219–e45191110219. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i11.10219>
- Benoit, P., & Preston, C. M. (2000). Transformation and binding of 13C and 14C-labelled atrazine in relation to straw decomposition in soil. *European Journal of Soil Science*, 51(1), 43–54. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00288.x>
- Bloom, B. M., & Laubach, G. D. (1962). The Relationship Between Chemical Structure and Pharmacological Activity. *Annual Review of Pharmacology*, 2(1), 67–108. <https://doi.org/10.1146/annurev.pa.02.040162.000435>
- Bolognesi, C., & Merlo, F. D. (2019). Pesticides: Human Health Effects☆. Em J. Nriagu (Org.), *Encyclopedia of Environmental Health (Second Edition)* (p. 118–132). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11818-4>
- Bongue, D., Gaspar, M. da G. de S., Chitombi, A. N., João, P. G., & Ferreira, J. C. (2019). Degradação química do solo da funda. *Brazilian Applied Science review*, 3(2), 1417–1432. <https://doi.org/10.34115/basr.v3i2.1749>

Botelho, M. G. L., Pimentel, B. dos S., Furtado, L. G., Lima, M. do C. S., Carneiro, C. R. de O., Batista, V. de A., Marinho, J. L. M., Monteiro, A. L. P. R., Silva, T. P. da, Pontes, A. N., & Costa, M. do S. S. (2020). Agrotóxicos na agricultura: Agentes de danos ambientais e a busca pela agricultura sustentável. *Research, Society and Development*, 9(8), e396985806–e396985806. <https://doi.org/10.33448/rsd-v9i8.5806>

Lei N.º 7.802, de 11 de Julho de 1989, nº N.º 7.802, Presidência da República (1989). http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/17802.htm

DECRETO N.º 4.074, DE 4 DE JANEIRO DE 2002, Presidência da República (2002) (testimony of Brasil). http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074.htm

Chaplain, V., Mamy, L., Vieublé-Gonod, L., Mougin, C., Benoit, P., Barriuso, E., & Nélieu, S. (2011). Fate of Pesticides in Soils: Toward an Integrated Approach of Influential Factors. Em *Pesticides in the Modern World—Risks and Benefits* (1º ed, Vol. 1). IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/17035>

Clausen, L., Fabricius, I., & Madsen, L. (2001). Adsorption of Pesticides onto Quartz, Calcite, Kaolinite, and α -Alumina. *Journal of Environmental Quality*, 30(3), 846–857. <https://doi.org/10.2134/jeq2001.303846x>

Correia, F. V., Mercante, F. M., Fabrício, A. C., Campos, T. M. P., JR, E. V., & Langenbach, T. (2007). Adsorção de atrazina em solo tropical sob plantio direto e convencional. *Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente*, 17(1), 37–46. <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/252102/1/10663331321PB.pdf>

Correia, N. M. (2018, julho). Comportamento dos herbicidas no ambiente. *Comportamento dos herbicidas no ambiente, 1ª edição*, 30. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/185779/1/DOC-160.pdf>

CORREIA, N. M. (2021). *Herbicidas* (Proteção química da lavoura, p. 48–58) [Informe Agropecuário]. EPAMIG. <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/232043/1/Nubia-Protecao-quimica-da-lavoura.pdf>

Costa, L. G. (2015). Chapter 9—The neurotoxicity of organochlorine and pyrethroid pesticides. Em M. Lotti & M. L. Bleecker (Orgs.), *Handbook of Clinical Neurology* (Vol. 131, p. 135–148). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-62627-1.00009-3>

Dijkgraaf, E., & Vollebergh, H. R. J. (2004). Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods. *Ecological Economics*, 50(3), 233–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.03.029>

Dominati, E., Mackay, A., Green, S., & Patterson, M. (2014). A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand. *Ecological Economics*, 100(1), 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.02.008>

Eevers, N., Hawthorne, J. R., White, J. C., Vangronsveld, J., & Weyens, N. (2016). Exposure of Cucurbita pepo to DDE-contamination alters the endophytic community: A cultivation dependent vs a cultivation independent approach. *Environmental Pollution*, 209, 147–154. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.038>

Eevers, N., White, J. C., Vangronsveld, J., & Weyens, N. (2017). Bio- and Phytoremediation of Pesticide-Contaminated Environments: A Review. Em A. Cuypers & J. Vangronsveld (Orgs.), *Advances in Botanical Research* (Vol. 83, p. 277–318). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.abr.2017.01.001>

EMBRAPA. (2006, setembro). *Época de aplicação dos herbicidas*. Documentos Online. http://www.cnpt.embrapa.br/biblio/do/p_do62_11.htm

FAO. (2015). *Healthy soils are the basis for healthy food production* (p. 4). Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/documents/card/en/c/645883cd-ba28-4b16-a7b8-34babbb3c505/>

FAO. (2022). *FAO Soils Portal*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/soils-portal/about/all-definitions/en/>

Farenhorst, A. (2006). Importance of Soil Organic Matter Fractions in Soil-Landscape and Regional Assessments of Pesticide Sorption and Leaching in Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 70(3), 1005–1012. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0158>

Ferreira, C. S. S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., & Kalantari, Z. (2022). Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Science of The Total Environment*, 805, 150106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>

Gavrilescu, M. (2009, setembro 1). Emerging processes for soil and groundwater cleanup—Potential benefits and risks. *Environmental Engineering and Management Journal*, 8(1), 16. https://www.researchgate.net/publication/289159824_Emerging_processes_for_soil_and_groundwater_cleanup_-_Potential_benefits_and_risks

Gebler, L., Espanhol, G. L., Firta, I. N., & Spadotto, C. A. (2007). Dispersão de poluentes e seu monitoramento na agropecuária. Em *Gestão ambiental na agropecuária* (Vol. 2, p. 105–166). Embrapa Uva e Vinho. <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/11870>

Gilani, R. A., Rafique, M., Rehman, A., Munis, M. F. H., Rehman, S. ur, & Chaudhary, H. J. (2016). *Biodegradation of chlorpyrifos by bacterial genus Pseudomonas*. 56(1), 105–119. <https://doi.org/10.1002/jobm.201500336>

Gonçalves, C. R., & Delabona, P. da S. (2022). Strategies for bioremediation of pesticides: Challenges and perspectives of the Brazilian scenario for global application – A review. *Environmental Advances*, 8, 100220. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100220>

Gupta, P. K. (2018). Chapter 45—Toxicity of Fungicides. Em R. C. Gupta (Org.), *Veterinary Toxicology (Third Edition)* (p. 569–580). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811410-0.00045-3>

Haimi, J. (2000). Decomposer animals and bioremediation of soils. *Environmental Pollution*, 107(2), 233–238. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00142-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00142-6)

Han, L., Zhao, D., & Li, C. (2015). Isolation and 2,4-D-degrading characteristics of *Cupriavidus campinensis* BJ71. *Brazilian Journal of Microbiology*, 46(1), 433–441. <https://doi.org/10.1590/S1517-838246220140211>

- Hatfield, J. L., Sauer, T. J., & Cruse, R. M. (2017). Chapter One - Soil: The Forgotten Piece of the Water, Food, Energy Nexus. Em D. L. Sparks (Org.), *Advances in Agronomy* (Vol. 143, p. 1–46). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.02.001>
- Hong, Q., Zhang, Z., Hong, Y., & Li, S. (2007). A microcosm study on bioremediation of fenitrothion-contaminated soil using *Burkholderia* sp. FDS-1. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 59(1), 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2006.07.013>
- Hussain, S., Siddique, T., Arshad, M., & Saleem, M. (2009). Bioremediation and Phytoremediation of Pesticides: Recent Advances. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(10), 843–907. <https://doi.org/10.1080/10643380801910090>
- IBAMA. (2021). *Relatórios de comercialização de agrotóxicos*. IBAMA - Ministério do Meio Ambiente. <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>
- IBGE. (2017). *IBGE, 2017*. IBGE - Censo Agro 2017. <https://censoagro2017.ibge.gov.br/2013-agencia-de-noticias/releases/25789-censo-agro-2017-populacao-ocupada-nos-estabelecimentos-agropecuarios-cai-8-8.html>
- Islas-García, A., Vega-Loyo, L., Aguilar-López, R., Xoconostle-Cázares, B., & Rodríguez-Vázquez, R. (2015). Evaluation of hydrocarbons and organochlorine pesticides and their tolerant microorganisms from an agricultural soil to define its bioremediation feasibility. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 50(2), 99–108. <https://doi.org/10.1080/03601234.2015.975605>
- Jan, A. T., Azam, M., Ali, A., & Haq, Q. Mohd. R. (2014). Prospects for Exploiting Bacteria for Bioremediation of Metal Pollution. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(5), 519–560. <https://doi.org/10.1080/10643389.2012.728811>
- Javaid, M. K., Ashiq, M., & Tahir, M. (2021). Potential of Biological Agents in Decontamination of Agricultural Soil. *Scientifica*, 2016(1), 5. <https://doi.org/10.1155/2016/1598325>
- Javanbakht, V., Alavi, S. A., & Zilouei, H. (2013). Mechanisms of heavy metal removal using microorganisms as biosorbent. *Water Science and Technology*, 69(9), 1775–1787. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.718>
- Jobby, R., Jha, P., Yadav, A. K., & Desai, N. (2018). Biosorption and biotransformation of hexavalent chromium [Cr(VI)]: A comprehensive review. *Chemosphere*, 207(1), 255–266. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.050>
- Kah, M., & Brown, C. D. (2006). Adsorption of ionisable pesticides in soils. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 188, 149–217. Scopus. https://doi.org/10.1007/978-0-387-32964-2_5
- Karlik, J. F. (2003). INSECTS AND OTHER ANIMALS | Insecticides. Em A. V. Roberts (Org.), *Encyclopedia of Rose Science* (p. 460–466). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-227620-5/00157-9>
- Lilburne, L., Eger, A., Mudge, P., Ausseil, A.-G., Stevenson, B., Herzig, A., & Beare, M. (2020). The Land Resource Circle: Supporting land-use decision making with an ecosystem-service-based framework of soil functions. *Geoderma*, 363, 114134. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114134>
- Liu, Y., Lonappan, L., Brar, S. K., & Yang, S. (2018). Impact of biochar amendment in agricultural soils on the sorption, desorption, and degradation of pesticides: A review. *Science of The Total Environment*, 645, 60–70. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.099>
- Lopes, A. R., Danko, A. S., Manaia, C. M., & Nunes, O. C. (2013). Molinate biodegradation in soils: Natural attenuation versus bioaugmentation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97(6), 2691–2700. <https://doi.org/10.1007/s00253-012-4096-y>
- MAPA. (2022, março 4). *Informações técnicas*. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos/informacoes-tecnicas>
- Marchi, G., Santos, E. C., & Guimarães, T. G. (2008, outubro). Herbicidas: Mecanismos de ação e uso. *EMBRAPA*, 1(1a edição), 34. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/571939/1/doc227.pdf>
- Martínez-Escudero, C. M., Garrido, I., Flores, P., Hellín, P., Contreras-López, F., & Fenoll, J. (2022). Remediation of triazole, anilinopyrimidine, strobilurin and neonicotinoid pesticides in polluted soil using ozonation and solarization. *Journal of Environmental Management*, 310, 114781. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114781>
- Massoud, M., Saad, A., Abdel-Megeed, A., Mourad, A., Barakat, A., & Hamid, N. (2013). Bacterial Strains from the Rhizosphere for Remediation of Certain Pesticides. *Bacterial Strains from the Rhizosphere for Remediation of Certain Pesticides*, 15(4), 16. https://www.researchgate.net/profile/Ahmed-Abdel-Megeed/publication/234013513_Bacterial_Satians/links/02bfe50e417e5f0703000000/Bacterial-Satians.pdf
- McGuinness, M., & Dowling, D. (2009). Plant-Associated Bacterial Degradation of Toxic Organic Compounds in Soil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6(8), 2226–2247. <https://doi.org/10.3390/ijerph6082226>
- Moraes, R. F. (2019). *TD 2506—Agrotóxicos no Brasil: Padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória*. IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=35016:td-2506-agrotoxicos-no-brasil-padroes-de-uso-politica-da-regulacao-e-prevencao-da-captura-regulatoria&catid=419:2019&directory=1
- Müller, F., Ackermann, P., & Margot, P. (2010). Fungicidas, Agricultural. Em Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA (Org.), *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry* (p. a12_085.pub2). Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. https://doi.org/10.1002/14356007.a12_085.pub2
- Navarro, L., Camacho, R., López, J. E., & Saldarriaga, J. F. (2021). Assessment of the potential risk of leaching pesticides in agricultural soils: Study case Tibasosa, Boyacá, Colombia. *Heliyon*, 7(11), e08301. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08301>
- Nowak, K. M., Girardi, C., Miltner, A., Gehre, M., Schäffer, A., & Kästner, M. (2013). Contribution of microorganisms to non-extractable residue formation during biodegradation of ibuprofen in soil. *Science of The Total Environment*, 445–446, 377–384. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.011>

- Ochoa, V., & Maestroni, B. (2018). Chapter 9—Pesticides in Water, Soil, and Sediments. Em B. Maestroni & A. Cannavan (Orgs.), *Integrated Analytical Approaches for Pesticide Management* (p. 133–147). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816155-5.00009-9>
- OECD. (2000). *Test No. 106: Adsorption - Desorption Using a Batch Equilibrium Method* (Guidelines for the Testing of Chemicals N° 106; Physical-Chemical Properties, p. 44). OECD. https://www.oecd-ilibrary.org/environment/test-no-106-adsorption-desorption-using-a-batch-equilibrium-method_9789264069602-en
- Ojuederie, O. B., & Babalola, O. O. (2017). Microbial and Plant-Assisted Bioremediation of Heavy Metal Polluted Environments: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(12), 1504. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121504>
- Okeke, B. C., Siddique, T., Arbestain, M. C., & Frankenberger, W. T. (2002). Biodegradation of γ -Hexachlorocyclohexane (Lindane) and α -Hexachlorocyclohexane in Water and a Soil Slurry by a Pandoraea Species. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50(9), 2548–2555. <https://doi.org/10.1021/jf011422a>
- Oliveira, J., Lima, A., Minini, D., & Silva, E. (2018). Usos, efeitos e potencial tóxico dos agrotóxicos na qualidade do solo. *Agrarian Academy*, 5(9). https://doi.org/10.18677/Agrarian_Academy_2018a45
- Oliveira, M. F., & Brighenti, A. M. (2018). *Controle de plantas daninhas: Métodos físico, mecânico, cultural, biológico e alelopatia* (1° ed, Vol. 1). <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1103281/controle-de-plantas-daninhas-metodos-fisico-mecanico-cultural-biologico-e-alelopatia>
- Oliveira, M., Frihling, B. E. F., Velasques, J., Filho, F. J. C. M., Cavalheri, P. S., & Migliolo, L. (2020). Pharmaceuticals residues and xenobiotics contaminants: Occurrence, analytical techniques and sustainable alternatives for wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 705, 135568. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135568>
- Pascal-Lorber, S., & Laurent, F. (2011). Phytoremediation Techniques for Pesticide Contaminations. Em E. Lichtfouse (Org.), *Alternative Farming Systems, Biotechnology, Drought Stress and Ecological Fertilisation* (Vol. 1, p. 77–105). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0186-1_4
- Peña, A., Delgado-Moreno, L., & Rodríguez-Liébana, J. A. (2020). A review of the impact of wastewater on the fate of pesticides in soils: Effect of some soil and solution properties. *Science of The Total Environment*, 718, 134468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134468>
- Raimondo, E. E., Saez, J. M., Aparicio, J. D., Fuentes, M. S., & Benimeli, C. S. (2020). Bioremediation of lindane-contaminated soils by combining of bioaugmentation and biostimulation: Effective scaling-up from microcosms to mesocosms. *Journal of Environmental Management*, 276, 111309. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111309>
- Rasool, S., Rasool, T., & Gani, K. M. (2022). A review of interactions of pesticides within various interfaces of intrinsic and organic residue amended soil environment. *Chemical Engineering Journal Advances*, 100301. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.100301>
- Reis, R. R., Sampaio, S. C., & de Melo, E. B. (2014). An alternative approach for the use of water solubility of nonionic pesticides in the modeling of the soil sorption coefficients. *Water Research*, 53, 191–199. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.023>
- Rezende-Teixeira, P., Dusi, R. G., Jimenez, P. C., Espindola, L. S., & Costa-Lotufo, L. V. (2022). What can we learn from commercial insecticides? Efficacy, toxicity, environmental impacts, and future developments. *Environmental Pollution*, 300, 118983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118983>
- Rossetti, M. F., Stoker, C., & Ramos, J. G. (2020). Agrochemicals and neurogenesis. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 510, 110820. <https://doi.org/10.1016/j.mce.2020.110820>
- Saljnikov, E., Mueller, L., Lavrishchev, A., & Eulenstein, F. (Orgs.). (2022). *Advances in Understanding Soil Degradation*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-85682-3>
- Saravanan, A., Kumar, P. S., Jeevanantham, S., Anubha, M., & Jayashree, S. (2022a). Degradation of toxic agrochemicals and pharmaceutical pollutants: Effective and alternative approaches toward photocatalysis. *Environmental Pollution*, 298, 118844. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118844>
- Saravanan, A., Kumar, P. S., Jeevanantham, S., Anubha, M., & Jayashree, S. (2022b). Degradation of toxic agrochemicals and pharmaceutical pollutants: Effective and alternative approaches toward photocatalysis. *Environmental Pollution*, 298, 118844. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.118844>
- Sarkar, B., Mukhopadhyay, R., Mandal, A., Mandal, S., Vithanage, M., & Biswas, J. K. (2020). Chapter 8—Sorption and desorption of agro-pesticides in soils. Em M. N. V. Prasad (Org.), *Agrochemicals Detection, Treatment and Remediation* (p. 189–205). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-103017-2.00008-8>
- Scherer Roman, E., Vargas, L., Antonio Rizzardi, M., Hall, L., Beckie, H., & M. Wolf, T. (2005). *Como funcionam os herbicidas da biologia à aplicação* (21. ed). Gráfica Editora Berthier. <http://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=pc&id=821542&biblioteca=vazio&busca=autoria%5C:%22RIZZARDI,%20M.%22&qFacets=autoria%5C:%22RIZZARDI,%20M.%22&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1>
- Schroll, R., Becher, H. H., Dörfler, U., Gayler, S., Grundmann, S., Hartmann, H. P., & Ruoss, J. (2006). Quantifying the Effect of Soil Moisture on the Aerobic Microbial Mineralization of Selected Pesticides in Different Soils. *Environmental Science & Technology*, 40(10), 3305–3312. <https://doi.org/10.1021/es052205j>
- Shaheen, I., Ahmad, K. S., & Zahra, T. (2019). Evaluating the fate of agrochemical through adsorption and desorption studies of chlorfluzuron in selected agricultural soils. *Journal of King Saud University - Science*, 31(4), 612–617. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2017.12.005>
- Shiratsuchi, L. S., & Fontes, J. R. A. (2002, dezembro 1). Tecnologia de Aplicação de Herbicidas. *Tecnologia de Aplicação de Herbicidas*, 78(1), 30. https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAC-2009/25620/1/doc_78.pdf
- Silva, C. C., Souza, M. de F., Passos, A. B. R. de J., Silva, T. S., Borges, M. P. da S., dos Santos, M. S., & Silva, D. V. (2022). Risk of environmental contamination due to the hexazinone application in agricultural soils in northeastern Brazil. *Geoderma Regional*, 28, e00481. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00481>

- SILVA, C. M. M. S., FAY, E. F., & VIEIRA, R. F. (2007, maio 24). Efeito dos fungicidas metalaxil e fenarimol na microbiota do solo. - Portal Embrapa. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 15(1), 93–104. <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/15476/efeito-dos-fungicidas-metalaxil-e-fenarimol-na-microbiota-do-solo>
- Singh, B. K., Walker, A., & Wright, D. J. (2006). Bioremedial potential of fenamiphos and chlorpyrifos degrading isolates: Influence of different environmental conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(9), 2682–2693. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.019>
- Sorensen, S. R., & Aamand, J. (2001). Biodegradation of the Phenylurea Herbicide Isoproturon and its Metabolites in Agricultural Soils. *Biodegradation*, 12(1), 69–77. <https://doi.org/10.1023/A:1011902012131>
- Souza, A. D. S., Leal, J. F. L., Langaro, A. C., Carvalho, G. S. D., & Pinho, C. F. D. (2020). Leaching and carryover for safrinha corn of the herbicides imazapyr + imazapic in soil under different water conditions. *Revista Caatinga*, 33, 287–298. <https://doi.org/10.1590/1983-21252020v33n202rc>
- Spark, K. M., & Swift, R. S. (2002). Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption. *Science of The Total Environment*, 298(1), 147–161. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00213-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00213-9)
- Stocking, M. A., & Murnaghan, N. (2019). *A Handbook for the Field Assessment of Land Degradation* (1^o ed, Vol. 1). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849776219>
- Taylor, S. L., & Baumert, J. L. (2014). Food Toxicology. Em N. K. Van Alfen (Org.), *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems* (p. 366–380). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52512-3.00064-4>
- Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., Chu, C., & Phung, D. T. (2021). Agriculture Development, Pesticide Application and Its Impact on the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(3), 1112. <https://doi.org/10.3390/ijerph18031112>
- Undabeytia, T., Shuali, U., Nir, S., & Rubin, B. (2021). Applications of Chemically Modified Clay Minerals and Clays to Water Purification and Slow Release Formulations of Herbicides. *Minerals*, 11(1), 9. <https://doi.org/10.3390/min11010009>
- Zhang, H., Yuan, X., Xiong, T., Wang, H., & Jiang, L. (2020). Bioremediation of co-contaminated soil with heavy metals and pesticides: Influence factors, mechanisms and evaluation methods. *Chemical Engineering Journal*, 398, 125657. <https://doi.org/10.1016/j.ccej.2020.125657>