

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**

**DÉBORA YAMAMOTO BONACINA**

**PRINCIPAIS TÉCNICAS DE BIORREMEDIÇÃO DE ÁREAS  
CONTAMINADAS POR GLIFOSATO NA MICRORREGIÃO DE  
DOURADOS MS**

São Paulo  
2020

DÉBORA YAMAMOTO BONACINA

**PRINCIPAIS TÉCNICAS DE BIORREMEDIÇÃO DE ÁREAS  
CONTAMINADAS POR GLIFOSATO NA MICRORREGIÃO DE  
DOURADOS MS**

Monografia apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para a obtenção do título de Especialista em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de *Brownfields*.

Orientador: Prof. Dra. Karin Guiguer

São Paulo  
2020

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

#### Catalogação-na-publicação

Bonacina, Débora Yamamoto

Principais técnicas de biorremediação de áreas contaminadas por glifosato na microrregião de Dourados MS / D. Y. Bonacina – São Paulo, 2020.  
57 f.

Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1. Herbicidas 2. Glifosato 3. Solos 4. Biorremediação I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus pela força e perseverança para vencer os obstáculos.

Aos meus pais, Mitue e Pedro, pelo apoio e incentivo de sempre. Pelo amor incondicional.

Agradeço imensamente ao meu irmão Gustavo, pelo companheirismo, apoio, dedicação, fidelidade e amor.

Ao meu marido, pela força e companheirismo.

A minha orientadora, Professora Karin Guiguer, pela paciência e orientação.

## RESUMO

BONACINA, Débora Yamamoto. Principais Técnicas de biorremediação de áreas contaminadas por glifosato na microrregião de Dourados MS. 2020. 57 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.

A presença de plantas daninhas no solo prejudica o crescimento e desenvolvimento das plantas devido a competição pela abstração de nutrientes do solo. Nesse sentido, existem mais de mil formulações diferentes de agrotóxicos, incluindo inseticidas, herbicidas, fungicidas, nematicidas, fumigantes e outros compostos orgânicos, além de substâncias usadas como reguladores de crescimento, desfoliantes e dessecantes. O glifosato pertence ao grupo dos pesticidas organofosforados, de toxicidade relativamente baixa e ele influencia direta e indiretamente na população da macro e microfauna do solo e pode ou não ter efeito em organismos aquáticos. A aplicação de glifosato pode resultar em resíduos químicos na colheita de alimentos para consumo humano e em animais. Além disso, a aplicação do glifosato causa também a contaminação do solo. Desse modo, o tema do presente estudo refere-se às principais técnicas de remediação de áreas contaminadas por glifosato. Tem-se por objetivo tratar da temática ambiental quanto à utilização de agrotóxicos na agricultura analisando, desse modo, as técnicas de descontaminação de ambientes impactados pela utilização do herbicida glifosato, especificamente quanto à biorremediação como degradação biológica de tal pesticida organofosforado. A metodologia do presente estudo se traduz numa pesquisa bibliográfica, de natureza qualitativa, iniciou-se com as características do glifosato, contaminação ambiental causada por este herbicida, seu comportamento no ambiente e a sua biodegradação. Seguiu-se com a caracterização da microrregião de Dourados com a apresentação do tipo e solo predominante nesta área, a formação geológica e as bacias hidrográficas. Foram apresentados os tipos de biorremediação e quais técnicas podem ser mais bem aplicadas na microrregião de Dourados, considerando as características do glifosato.

Conclui-se que a utilização de bactérias como *Arthrobacter sp.* e *Ochrobactrum anthropi* que degradam o glifosato e seu metabólito AMPA reduzem consideravelmente os níveis de glifosato no solo, bem como a utilização de minhocas *P. corethrurus* (endogeica) e *Pheretina hawayana* (anécica). Para melhor eficiência de ambas técnicas pode ser adicionado nutrientes ao solo para criar as condições ideais para as atividades dos microrganismos no processo de degradação.

**Palavras-chave:** Herbicidas. Glifosato. Solos. Biorremediação.

## ABSTRACT

BONACINA, Débora Yamamoto. Main bioremediation techniques of areas contaminated by glyphosate in the microregion of Dourados MS. 2020. 57 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.

The presence of weeds in the soil may impair the growth and development of plants due to competition for the uptake of nutrients. In this sense, there are over a thousand different formulations of pesticides, including insecticides, herbicides, fungicides, nematicides, fumigants and other organic compounds, in addition to substances used as growth regulators, defoliants and desiccants. Glyphosate belongs to the group of organophosphate pesticides, of relatively low toxicity and it directly and indirectly influences the soil's macro and microfauna population and may or may not have an effect on aquatic organisms. The application of glyphosate can result in chemicals residues in the harvest of food for human consumption and in animals. Thus, the theme of the present study refers to the main techniques for remediation of areas contaminated by glyphosate. The objective of this study is to address the environmental issue regarding the use of pesticides in agriculture, by analyzing the decontamination techniques of environments impacted by the use of the herbicide glyphosate, specifically regarding bioremediation as a biological degradation of such organophosphate pesticide. The methodology of the present study translates into a bibliographic research, of a qualitative nature, started with the characteristics of glyphosate, environmental contamination caused by this herbicide, its behavior in the environment and its biodegradation. This followed with the characterization of the Dourados micro-region with the presentation of the predominant type and soil in this area, the geological formation and the hydrographic basins. The types of bioremediation and which techniques can best be applied in the Dourados microregion were presented, considering the characteristics of the glyphosate.

It is concluded that the use of bacteria such as *Arthrobacter* sp. and *Ochrobactrum anthropi* that degrade glyphosate and its metabolite AMPA considerably reduce the levels of glyphosate in the soil, as well as the use of earthworms *P. corethrurus* (endogenous) e *Pheretina hawayana* (anécic). For better effect of both techniques, nutrients can be added to the soil to create the ideal conditions for the activities of microorganisms in the degradation process.

**Keywords:** Herbicides. Glyphosate. Soils. Bioremediation.

## **LISTA DE FIGURAS**

Figura 1 - Fórmula estrutural do glifosato.....	15
Figura 2 - Representação esquemática dos processos envolvidos na retenção e distribuição de herbicidas no solo .....	26
Figura 3 - Rotas de degradação do glifosato .....	30
Figura 4 - Mapa da microrregião de Dourados – MS .....	34
Figura 5 - Tipos de solo da microrregião de Dourados/MS .....	35
Figura 6 - Formação geológica da microrregião de Dourados/MS .....	36
Figura 7 - Bacias hidrográficas da microrregião de Dourados/MS.....	37
Figura 8 - Aquíferos da microrregião de Dourados/MS .....	38

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 - Ingredientes do agrotóxico glifosato.....	16
Tabela 2 - Reclassificação toxicológica dos agrotóxicos .....	17
Tabela 3 - Variáveis ambientais do herbicida glifosato.....	21
Tabela 4 - Categoria de solubilidade dos herbicidas em água .....	22
Tabela 5 - Categoria de volatilidade em função da pressão de vapor.....	22
Tabela 6 - Categoria de volatilidade em função da Constante de Henry .....	23
Tabela 7 - Característica da molécula em função do coeficiente de partição n-octanol-água .....	23
Tabela 8 - Comparativo entre técnicas de Biorremediação .....	43

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	6
LISTA DE TABELAS .....	7
SUMÁRIO .....	8
1 INTRODUÇÃO .....	9
1.2 Objetivo .....	11
2 METODOLOGIA .....	13
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	14
2.1 Glifosato .....	14
2.2 Agrotóxicos e Legislação .....	18
2.3 Contaminação Ambiental por Glifosato .....	19
2.4 Comportamento do Glifosato no Ambiente .....	20
2.5 Biodegradação do glifosato .....	28
2.6 Trabalhos relacionados .....	31
4 CARACTERIZAÇÃO DA MICRORREGIÃO DE DOURADOS .....	34
5 BIORREMEDIÇÃO .....	39
4.1 TIPOS DE BIORREMEDIÇÃO .....	40
4.1.1 Biorremediação <i>in-situ</i> .....	40
4.1.2 Biorremediação <i>ex-situ</i> .....	41
4.2 Biorremediação no latossolo vermelho escuro .....	43
5 CONCLUSÃO .....	46
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	48

## 1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Lei nº 7802, de 11 de julho de 1989, pesticidas são definidos como produtos de natureza física, química ou biológica e preparações destinadas a serem utilizadas no setor produtivo, armazenamento e processamento de produtos agrícolas, pastagens, proteção de florestas nativas ou plantadas artificialmente e outros ecossistemas e ambiente urbano, água e indústria (BRASIL, 2002). O objetivo é alterar a composição de plantas e animais para protegê-los dos efeitos nocivos de organismos ou substâncias e produtos considerados nocivos, utilizados como desfolhantes, dessecantes, estimulantes e inibidores do crescimento. Além de proteger as culturas de pragas, doenças e plantas daninhas, os pesticidas também podem prejudicar a saúde humana e o meio ambiente. O uso frequente de pesticidas traz riscos de contaminação do solo agrícola, águas superficiais e subterrâneas assim como alimentos (SPADOTTO, 2002).

Existem mais de mil formulações diferentes de agrotóxicos, incluindo inseticidas, herbicidas, fungicidas, nematicidas, fumigantes e outros compostos orgânicos, além de substâncias usadas como reguladores de crescimento, desfoliantes e dessecantes (BRAIBANTE; ZAPPE, 2012).

O termo pesticida inclui inseticidas (controle de insetos), fungicidas (controle de fungos), herbicidas (controle de plantas invasoras), fumigantes (controle de bactérias do solo), algicidas (controle de algas) e avicidas (controle de aves), nematicidas (contra nematoídes), moluscicidas (contra moluscos), acaricidas (contra ácaros), bem como reguladores de crescimento, desfolhantes (contra folhas nocivas) e dessecantes (BAIRD, 2006; FAY; SILVA, 2004).

Fay e Silva (2004) apontaram que menos de 10% dos agrotóxicos atingem o local específico para a aplicação por meio da pulverização, e muitos desses produtos são persistentes no meio ambiente e se acumulam na cadeia alimentar atingindo concentrações altas e tóxicas. Entre os produtos químicos (pesticidas) mais usados no mundo para o controle de pragas, doenças e ervas

daninhas, destacam-se os herbicidas de glifosato, um fosfato orgânico e pode ser usado como herbicida de contato.

O glifosato é a molécula herbicida de maior participação no mercado mundial, com mais de 150 marcas comerciais sendo comercializado em mais de 119 países, com registro para mais de uma centena de culturas e, dentre os agrotóxicos disponíveis para uso atualmente, o glifosato merece destaque por ser o herbicida mais consumido no Brasil (HARTZLER, 2006; TONI *et al.*, 2006; CARNEIRO *et al.*, 2012).

O uso do glifosato está atrelado ao cultivo da soja, principalmente a soja transgênica, pois é tolerante ao mesmo, não tendo seu crescimento afetado pelo agrotóxico. Devido à grande quantidade aplicada às lavouras, se observa o fenômeno de resistência de plantas adventícias que são todas aquelas que, secundariamente, nascem nos caules ou nas folhas de qualquer vegetal, independentemente da raiz primária do embrião, não desejadas que exigem, cada vez mais quantidade de aplicação e associação com outros agrotóxicos extremamente tóxicos, como o 2,4-D, paraquat e diquat (CARNEIRO *et al.*, 2012).

A aplicação de glifosato pode resultar em resíduos na colheita usada em alimentos para consumo humano e em animais. No ambiente, altas concentrações de compostos (glifosato e seu metabolito ácido aminometilfosfônico (AMPA)) são encontradas no solo (AMARANTE JUNIOR *et al.*, 2002). Segundo o estudo de Castro (2005) o glifosato e seu metabólito AMPA persistem mesmo que tenham deixado de ser aplicados ao solo por quatro meses, sendo observado mesmo em concentrações muito baixas.

Alguns estudos indicam potencial risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas por herbicidas usados na agricultura (MARTINI *et al.*, 2012; SOUZA, 2014). A existência de glifosato nos corpos d'água 30 e 60 dias após a aplicação foi confirmada por Silva, Peralba e Mattos (2003).

Em relação à sua toxicidade, há evidências científicas de que é potencialmente tóxico para o meio ambiente e a saúde humana. Amaral (2009) analisou locais com alta exposição ao glifosato e constatou que a substância estava presente em represas e rios próximos a áreas agrícolas, mesmo após cerca de 20 dias de aplicação do ingrediente ativo nas lavouras.

Apesar dos agrotóxicos serem utilizados apenas com o propósito de controlar alguns dos fatores que alteram a produtividade, essas substâncias podem causar efeitos indesejáveis ao meio ambiente, atuando especificamente na destruição de espécies não-alvo, na contaminação do solo e de águas subterrâneas ou superficiais, no desenvolvimento de imunidade contra os agrotóxicos e na acumulação dessas substâncias na cadeia alimentícia, repassando-a a vários ecossistemas (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005).

A remediação de áreas contaminadas pelo herbicida é feita através da aplicação de medidas de contenção, degradação e/ou tratamento do contaminante, visando a descontaminação da área. As técnicas de remediação podem ser classificadas em processos químicos, físicos ou biológicos.

A remediação pode ser definida como aplicação de tecnologias direcionadas à imobilização dos poluentes ou à redução dos poluentes para níveis aceitáveis, tais técnicas podem ser aplicadas sozinhas ou concomitantemente. O tratamento biológico tem grande destaque no cenário da remediação devido ao custo relativamente baixo. No entanto, além de apresentar lenta degradação dos contaminantes, limita-se a baixas concentrações e baixa toxicidade (FREIRE *et al.*, 2000).

De acordo com Vitali *et al.* (2006) a biorremediação trata-se de uma alternativa tecnológica interessante pela possibilidade de obter-se completa degradação do poluente, isto é, sua mineralização ou sua transformação em produtos finais menos tóxicos ou inócuos.

Desse modo, o tema do presente estudo é a aplicação das principais técnicas de biorremediação em áreas contaminadas por glifosato.

## 1.2 Objetivo

Tem-se por objetivo geral tratar da temática ambiental quanto à utilização de agrotóxicos na agricultura analisando, desse modo, as principais técnicas de biorremediação em latossolo vermelho escuro impactados pela utilização do herbicida glifosato, especificamente quanto à biorremediação como degradação biológica deste pesticida organofosforado.

Como objetivos específicos pretende-se:

- Entender o processo de contaminação do solo bem como tratar da legislação brasileira quanto à temática ambiental e, em especial, quanto ao uso do glifosato;
- Conceituar o glifosato e sua utilização como agroquímico, seu comportamento no ambiente, sua dissipaçāo e toxicidade;
- Analisar as principais técnicas de biorremediação de áreas contaminadas por glifosato levando-se em consideração as variáveis do meio, principalmente o tipo de solo devido à movimentação do contaminante neste meio.

A relevância do presente estudo se traduz no fato de que o mesmo pretende contribuir para o conhecimento das técnicas de biorremediação do solo predominante na microrregião de Dourados/MS contaminado por glifosato.

## 2 METODOLOGIA

Para atingir os objetivos deste trabalho, a metodologia adotada foi uma pesquisa bibliográfica, de natureza qualitativa, realizada através de livros, artigos acadêmicos, periódicos e sites especializados quanto ao tema escolhido, não descuidando da legislação correlata.

A coleta de informações iniciou-se com as características do glifosato, contaminação ambiental causada por este herbicida, seu comportamento no ambiente e a sua biodegradação. Seguiu-se com a caracterização da microrregião de Dourados com a apresentação do tipo e solo predominante nesta área, a formação geológica e as bacias hidrográficas.

Foram apresentados os tipos de biorremediação e quais técnicas podem ser mais bem aplicadas na microrregião de Dourados, considerando as características do glifosato.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesse capítulo são apresentados os conceitos básicos necessários ao desenvolvimento desse trabalho.

#### 2.1 Glifosato

Desde a década de 1940, com o início da Revolução Verde, houve o aumento da produção de alimentos em escala mundial graças às iniciativas tecnológicas que transformaram as práticas agrícolas. Esse desenvolvimento acelerado trouxe consigo a necessidade do uso de agrotóxicos. Essas substâncias organossintéticas auxiliam no controle de insetos, fungos, plantas daninhas, entre outros.

Os herbicidas representam a maior parte do volume total de agrotóxicos aplicados na agricultura. Cada herbicida possui uma série específica de propriedades físico-químicas. Os formulados a base de glifosato são bastante utilizados no controle das plantas daninhas, que competem por água, luz e nutrientes na implantação de florestas de produção. A persistência residual e a degradação de pesticidas no solo dependem da ação dos microrganismos presentes, e que se alimentam das estruturas orgânicas destas moléculas (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005).

De acordo com o Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos elaborado pelo Ministério da Saúde em 2018, o agrotóxico mais comercializado no Brasil de 2013 para 2014 foi o glifosato. Este agrotóxico está presente em praticamente todas as culturas existentes, tanto perenes e não perenes. Graças a ele conseguiu-se um aumento de produtividade e melhoria nas condições de solo, devido a resistência inserida nas plantas (culturas plantadas), fazendo com que o plantio direto fique mais fácil e com isso menor movimentação do solo, conservando estruturas físicas e químicas do solo (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005).

Além das propriedades descritas, o glifosato é um herbicida sistêmico e de amplo espectro de ação, pós-emergente, orgânico e não-seletivo. Isso colabora com o fato de ser usado tanto em áreas agrícolas como não agrícolas

em todo o mundo. É aplicado em várias culturas com várias formulações comerciais, podendo ser aplicado em baixos volumes de calda comparado à herbicidas convencionais (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005).

O glifosato pertence ao grupo dos pesticidas organofosforados, de toxicidade relativamente baixa, porém seus derivados quando fabricados com surfactantes tendem a ser mais tóxicos para alguns organismos vivos, principalmente peixes. O glifosato comercial disponível no mercado é geralmente composto de outros componentes que podem potencializar sua toxicidade (AMARANTE JUNIOR *et al.*, 2002).

O Glifosato [N-(fosfonometil)glicina] (Figura 1) é um ácido orgânico composto por uma molécula de glicina e outra por fosfonometil, sua fórmula empírica é  $C_3H_8NO_5P$ , é um herbicida sistêmico, efetivo de pós-emergência e não seletivo como mostra a Tabela 1 FRANZ, 1985; GRUYS; SIKORSKI, 1999). Atua na inibição da enzima 5-enolpiruvikimato-3-fosfato sintetase (EPSPS), interferindo na biossíntese de três aminoácidos essenciais para as plantas (triptofano, fenilalanina e tirosina). Com a inibição da biossíntese desses aminoácidos ocorre paralisação do crescimento da planta e morte posterior por deficiência (TONI *et al.*, 2006). Apresenta solubilidade em água de 12 g L<sup>-1</sup> a 25°C, que representa uma elevada solubilidade (AQUINO NETO, 2009).

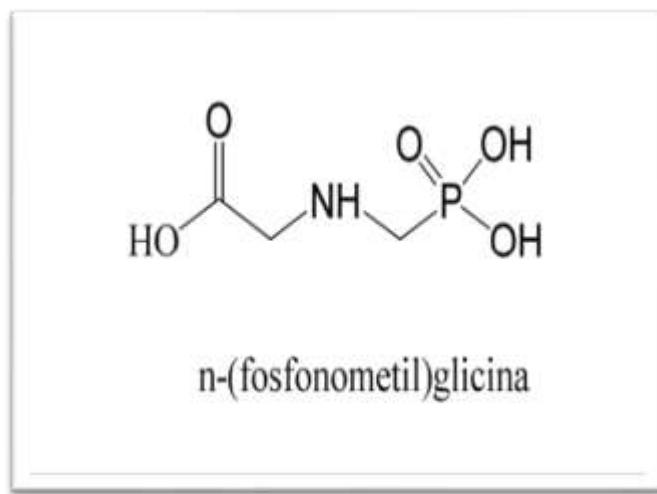


Figura 1 - Fórmula estrutural do glifosato.

Fonte: ANVISA, 2019.

Tabela 1 - Ingredientes do agrotóxico glifosato

Princípio ativo do agrotóxico	GLIFOSATO
Fórmula estrutural	
Nome químico (IUPAC)	N – (fosfonometil) glicina
Fórmula molecular	C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> NO <sub>5</sub> P
Grupo químico	Glicina substituída
Classe	Herbicida
Funções orgânicas	Ácido Carboxílico, amina
Culturas onde é utilizado	Algodão, ameixa, arroz, banana, cacau, café, cana-de-açúcar, citros, coco, feijão, fumo, maça, mamão, milho, nectarina, pastagens, pera, pêssego, soja, trigo, uva.
Classificação toxicológica	5

Fonte: ANVISA, 2019.

É usualmente formulado como um sal de ácido de glifosato deprotonado e um cátion, como isopropilamina ou trimetilsulfônio. O glifosato é vendido em concentrações de 48% (m.v<sup>-1</sup>) e as doses aplicadas são em torno de 5 L.ha<sup>-1</sup>. No Brasil, esse herbicida é formulado com diferentes sais, como o sal potássico, sal de isopropilamina e o sal de amônio (RODRIGUES; ALMEIDA, 2005).

A ampla utilização do glifosato em várias culturas tem-se mostrado vantajosa em relação a vários métodos de controle de plantas daninhas anuais e perenes, monocotiledôneas ou dicotiledôneas, em culturas de arroz irrigado, cana-de-açúcar, café, citros, maçã, milho, pastagens, soja (plantio direto ou indireto), fumo, uva e soqueira em cana-de-açúcar. É indicado, ainda, para as

culturas de ameixa, banana, cacau, nectarina, pera, pêssego, seringueira e plantio direto do algodão (AMARANTE JÚNIOR *et al.*, 2002).

De acordo com a reclassificação toxicológica dos agrotóxicos, apresentada na Tabela 2, o glifosato foi apresentado na categoria 5 – produto improvável de causar dano agudo.

Tabela 2 - Reclassificação toxicológica dos agrotóxicos

Classe Toxicológica	Classificação quanto ao risco à saúde	Cor da faixa no rótulo da embalagem
1	Extremamente tóxico	Vermelha
2	Altamente tóxico	Vermelha
3	Moderadamente tóxico	Amarela
4	Pouco tóxico	Azul
5	Improvável de causar dano agudo	Azul

Fonte: ANVISA (2019)

Além disso, a ANVISA em Nota Técnica nº 23/2018 concluiu que o Glifosato não apresenta características mutagênicas, teratogênicas e carcinogênicas, não é desregulador endócrino e não é tóxico para reprodução. No entanto, estudos indicam que ele apresenta efeitos em organismos animais, especialmente humanos, com ações disruptoras do sistema endócrino, desenvolvimento de doenças neurodegenerativas, potencial genotóxico e de estresse oxidativo, bem como alterações morfológicas e funcionais de células de diferentes tecidos (WILLIAMS *et al.*, 2000; LONDRES, 2011; CATTANI *et al.*, 2014).

Existem evidências científicas sobre o seu potencial tóxico a longo prazo, tanto para o ambiente quanto para a saúde, porém, no Brasil, sua comercialização e utilização ainda é liberada pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2020). Além destes problemas, os danos ao meio ambiente como contaminação das águas, resistência de plantas, de insetos e microrganismos aos agrotóxicos, são cada vez mais frequentes constituindo-se como um dos mais complexos problemas da agricultura na atualidade (ROUSH; TABASHNIK, 2012).

## 2.2 Agrotóxicos e Legislação

O termo agrotóxico, ao invés de defensivo agrícola, passou a ser utilizado no Brasil a partir da Constituição Federal de 1988, sendo esta modificação fruto de grande mobilização da sociedade civil organizada. Mais do que uma simples mudança de terminologia, este termo coloca em evidência a toxicidade desses produtos para o meio ambiente e para a saúde humana (BRASIL, 2010).

O uso de agrotóxico no Brasil é regulamentado pela Lei Federal 7802/89 (BRASIL, 1989), sendo necessário o seu prévio registro em órgão federal, de acordo com as diretrizes e exigências dos órgãos federais responsáveis pelos setores da saúde, do meio ambiente e da agricultura (Art. 3º). A legislação determina ainda que “compete aos Estados e ao Distrito Federal, nos termos dos artigos 23 e 24 da Constituição Federal, legislar sobre o uso, a produção, o consumo, o comércio e o armazenamento dos agrotóxicos, seus componentes e afins, bem como fiscalizar o uso, o consumo, o comércio, o armazenamento e o transporte interno” (Art. 10) e, aos municípios, compete “legislar supletivamente sobre o uso e o armazenamento dos agrotóxicos, seus componentes e afins” (Art. 11).

Em âmbito nacional, a Portaria 518 do Ministério da Saúde (MS), publicada em março de 2004, estabeleceu uma lista de substâncias químicas com riscos à saúde em seu artigo 14, incluindo o glifosato. O limite permitido de glifosato na água para consumo humano é de  $500 \mu\text{g L}^{-1}$ . Porém, em 14 de dezembro de 2011, o Ministério da Saúde publicou no Diário Oficial da União a Portaria nº 2.914, de 12 de Dezembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Esta portaria revogou e substituiu integralmente a Portaria MS nº 518 de 25 de Março de 2004, entretanto o limite permitido de glifosato em água para fins de abastecimento humano permaneceu inalterado (LONDRES, 2011).

Assim, a Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017, em seu anexo 7 do anexo XX apresenta a tabela de padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde, dentre os compostos

orgânicos o parâmetro Glifosato + AMPA possui o valor máximo permitido é de 500 µg L<sup>-1</sup> de água (BRASIL, 2017).

A Comunidade Econômica Europeia (EEC) estabelece como “concentração máxima admissível” para pesticidas em água potável, como substâncias individuais, o limite de 0,1 µg L<sup>-1</sup>, desde que a concentração total de pesticidas não ultrapasse 0,5 µg L<sup>-1</sup>. No Brasil, a Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005 que classifica os corpos d’água, estabelece para as águas doces de Classes 1, 2 e 3 as concentrações máximas de glifosato de 65 µg L<sup>-1</sup> e 280 µg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

A quantidade máxima de resíduo de determinado pesticida que pode ser aceita em cada alimento destinado ao consumo humano é chamada de Limite Máximo de Resíduo (LMR). Estes limites são estabelecidos pelo “*Codex Alimentarius Commission*”, um corpo subsidiário da FAO (*Food and Agriculture Organization*) e da WHO (1994). Para o glifosato, o limite máximo estabelecido pelo *Codex Alimentarius* é de 20 ppm (partes por milhão). Já a ANVISA estabeleceu como limite máximo o valor de 10 ppm (BRASIL, 2019).

A resolução CONAMA Nº 420, de 28 de dezembro de 2009, dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas, porém, não dispõem LMR referentes ao Glifosato e AMPA. A resolução não estabelece valor máximo permitido (VMP) para o glifosato e seus metabólitos. Apesar da ANVISA estabelecer um limite máximo de resíduo nos alimentos, no Brasil não há um limite legal estabelecido para glifosato em solo.

## 2.3 Contaminação Ambiental por Glifosato

O aumento do consumo de agrotóxicos leva a um potencial aumento da poluição ambiental, que não se deve apenas ao risco de acidentes durante sua produção, transporte e armazenamento, mas também ao acúmulo desses organismos heterólogos no solo. Os pesticidas podem contaminar direta ou indiretamente o solo. A principal fonte de poluição direta pode ser comprovada

durante o processo de aplicação, quando o produto é jogado diretamente no solo ou o equipamento vaza ou transborda devido à falta de proteção ou uso inadequado. No entanto, a poluição indireta pode ocorrer por infiltração no solo, arrasto mecânico de pesticidas ou outro composto de água até o nível da água subterrânea (BARREIRA, 2002).

Diversos estudos que comprovam a toxicidade desse herbicida nos seres humanos têm sido publicados. Thongprakaisang *et al.* (2013) afirmam que ingerir alimentos à base de soja que estejam contaminados com glifosato pode induzir o crescimento de células cancerosas que levam ao câncer de mama.

Zhao *et al.* (2015) mostraram que o glifosato pode matar células humanas umbilicais, embrionárias e placentárias. Vazquez *et al.* (2017) conduziram um estudo na cidade Monte Maíz, Argentina, mostrando que existe uma incidência de câncer de 2 a 3 vezes maior que a do resto do país e associa esse alto índice a ampla utilização de glifosato, principalmente por não terem detectado nenhuma outra fonte significativa de poluição.

Outro ponto estudado diz respeito ao processo de fabricação das formulações comerciais de glifosato. Fan *et al.* (2012) afirma que esse processo também tem o potencial de promover a contaminação de corpos hídricos e sérios danos ambientais. Isso ocorre por conta das descargas de efluentes industriais contendo glifosato, metanol, formaldeído, entre outros. Esse problema é mais grave ainda nos países em desenvolvimento por apresentarem condições de saneamento mais precárias.

Existem diversos estudos sobre os processos envolvendo o herbicida glifosato no ambiente, no entanto ainda há vertentes pouco discutidas acerca dos nichos específicos. Além disso é reconhecido que a sua permanência no solo é influenciada pelos processos de degradação física, química ou biológica da substância (QUEIROZ *et al.*, 2011).

## 2.4 Comportamento do Glifosato no Ambiente

O comportamento dos pesticidas e a forma que interagem com o meio dependem da estrutura e massa molecular e de suas propriedades físico-químicas. As propriedades fundamentais do herbicida glifosato são:

solubilidade em água ( $S_w$ ), pressão de vapor ( $P$ ), constante de equilíbrio de ionização ácido ( $K_a$ ), constante da lei de Henry ( $K_H$ ), coeficiente de partição n-octanol-água ( $K_{ow}$ ), tempo de meia vida ( $t_{1/2}$ ) no solo e na água (PRATA, 2002). A Tabela 3 apresenta valores de variáveis ambientais do herbicida glifosato.

Tabela 3 - Variáveis ambientais do herbicida glifosato

Referência	$S_w$ (mg/L)	$P$ ( $P_a$ à 25°C)	$pK_a$	$K_H$ $P_a \cdot m^3 \cdot mol^{-1}$	$K_{ow}$ (log $K_{ow}$ )	$t_{1/2}$ solo	$t_{1/2}$ água
ExtoxNet (2003)	12.000,00				-3,2218 a -2,7696	1 a 174 dias	
Giesy <i>et al.</i> (2000)						2 a 197 dias	7 a 14 dias
Lavorenti <i>et al.</i> (2003)	11.600,00	$1,31 \times 10^{-2}$	5,77	$<2,1 \times 10^{-7}$	<-3,2		
Schuette (1998)	11.600,00	$7,5 \times 10^{-8}$			-3,5	44 dias	
USDA – ARS (1995)	12.000,00		5,60	$<1,4 \times 10^{-7}$	-1,6	2 a 174 dias	

A solubilidade de um herbicida em água refere-se à quantidade máxima de herbicida (sólido) que pode se dissolver na água (solvente). Deuber (1992) elencou 7 classes para valores de solubilidade dos herbicidas em água, como mostra a Tabela 4 de acordo com a sua classificação, o glifosato apresenta solubilidade em água extremamente alta por estar acima de >5.000 mg/L.

Tabela 4 - Categoria de solubilidade dos herbicidas em água

Classificação	Categoria da solubilidade	Valores (mg/L)
1	Insolúvel	< 1
2	Muito baixa	1 – 10
3	Baixa	11 – 50
4	Média	51 – 150
5	Alta	151 – 500
6	Muito alta	500 – 5.000
7	Extremamente alta	> 5.000

Fonte: Deuber (1992).

A pressão de vapor é a tendência de volatilização no seu estado normal puro, indica a tendência do herbicida passar da fase sólida ou líquida para o estado gasoso. De acordo com as categorias apresentadas na Tabela 5 por Deuber (1992) e o valor obtido por Schuette (1998) o glifosato está na categoria não volátil, já para Lavorenti *et al.* (2003) ele é medianamente volátil.

Tabela 5 - Categoria de volatilidade em função da pressão de vapor

Classificação	Categoria	Pressão de vapor (mm Hg)
1	Não volátil	<10 <sup>-8</sup>
2	Pouco volátil	10 <sup>-7</sup> – 10 <sup>-5</sup>
3	Medianamente volátil	10 <sup>-4</sup> – 10 <sup>-3</sup>
4	Muito volátil	>10 <sup>-2</sup>

Fonte: Deuber (1992).

A constante de ionização ácido/base representa se o herbicida possui grupos funcionais ionizáveis em sua estrutura molecular. O glifosato é um herbicida ácido (aniônico) (CHRISTOFFOLETI *et al.*, 2008). Para comparação com o pH do meio, os valores de  $K_a$  são transformados e  $pK_a$ . Se o pH do meio for menor que o  $pK_a$  do glifosato, haverá maior concentração da forma não-dissociada. Se o pH do meio for maior que o  $pK_a$ , será predominante a forma aniónica da molécula (PRATA, 2002).

A constante da lei de Henry obtida pela relação entre a pressão parcial e a concentração na interface água, refere-se ao coeficiente de partição ar-

líquido ou vapor-líquido. De acordo com a Tabela 6 o glifosato apresenta baixa volatilidade.

Tabela 6 - Categoria de volatilidade em função da Constante de Henry

Categoria	Constante de Henry (atm.m <sup>3</sup> .mol <sup>-1</sup> )
Baixa volatilidade	<10 <sup>-7</sup>
Média volatilidade	10 <sup>-7</sup> – 10 <sup>-5</sup>
Alta volatilidade	10 <sup>-5</sup> – 10 <sup>-3</sup>
Extremamente importante	>10 <sup>-3</sup>

Fonte: Lyman *et al.* (1982).

O coeficiente da partição n-octanol-água mede a lipofilicidade da molécula, é obtido pela relação entre a concentração da substância na fase n-octanol e a concentração na fase aquosa. Os valores encontrados para esta propriedade na Tabela 3 indicam que o glifosato caracteriza-se como hidrofílico de acordo com a Tabela 7. As moléculas com características hidrofílicas são mais solúveis em água e tendem a apresentar baixa sorção ao solo.

Tabela 7 - Característica da molécula em função do coeficiente de partição n-octanol-água

Característica da Molécula	Valores de log K <sub>ow</sub>
Hidrofílica	<1,0
Lipofílica	>4,0

Fonte: Montgomery (1997).

O tempo de meia vida é o tempo necessário para que a concentração inicial do pesticida se reduza à metade. O  $t_{1/2}$  depende do tipo de solo e sua atividade microbiana. Existe uma grande variação do  $t_{1/2}$  de acordo com a Tabela 3 Prata (2002) considerou o tempo de meia vida do glifosato baixo, e relacionou à formação de resíduo-ligado (PRATA, 2002).

Os fatores que influenciam o comportamento dos agroquímicos no ambiente são o modo de aplicação e o potencial que o agroquímico utilizado tem de atingir o solo e as águas. Esse último se dá por conta dos ventos ou por

causa da água das chuvas, que promovem a deriva e a lavagem das folhas tratadas, bem como a lixiviação e a erosão. Dessa forma, é preciso levar em consideração a influência que esses agentes têm no deslocamento físico e na transformação química e biológica. Essas substâncias podem ter suas propriedades e seus aspectos comportamentais modificados ao sofrerem processos físicos, químicos ou biológicos no ambiente. Esses processos podem ainda formar subprodutos com propriedades muito distintas dos produtos iniciais, causando assim danos diferentes ao meio ambiente e à saúde (MMA, 2017).

A atuação do glifosato nas ervas daninhas se dá pela absorção das folhas e novos caules, impedindo a produção de clorofila, que acarreta na interrupção biossintética de aminoácidos essenciais e consequentemente tende a prejudicar o desenvolvimento dessas espécies. Por não ser seletivo, pode danificar culturas importantes. Desse modo, seu manuseio deve ser de forma controlada e consciente, pois pode causar danos a outras plantas por fitotoxicidade, levando à morte de espécies vegetais de interesse econômico (LAURA; MATTOS, 2003; GALLI; MONTEZUMA, 2004). A parte que não atinge o alvo é depositado no ambiente e fica no solo, os organismos heterotróficos podem realizar a biodegradação (ANDRÉA *et al.*, 2004).

Os agrotóxicos podem persistir por vários anos no solo, podendo também alcançar o interior dos cursos d'água por meio do processo de lixiviação (TOMITA; BEYRUTH, 2002). Geralmente, o glifosato tende a se aderir no solo, pois sua estrutura molecular possui sítios que interagem fortemente com íons metálicos, sólidos orgânicos, minerais e argilosos (GALLI; MONTEZUMA, 2004).

Outra parte da porção que fica no solo pode seguir caminhos diferentes, ou seja, podem ser deslocadas aos sistemas coloidais minerais e orgânicos e assim ficarem indisponíveis, ou sofrerem dessorção e ficarem disponíveis à solução do solo. Essas moléculas podem ser modificadas para metabólitos, que são produtos de transformação. Com a ação de microrganismos ocorre a fase final, a mineralização à  $H_2O$ , íons minerais e  $CO_2$  (PRATA, 2002).

A degradação relativamente rápida do herbicida apresenta a vantagem de limitar seu papel na poluição ambiental, no entanto, esta degradação pode

aumentar o risco de poluição causada por seus metabólitos, dos quais o AMPA e sarcosina causam maior preocupação (PRATA, 2002).

O glifosato apresenta baixa mobilidade dentro do compartimento solo por ligar-se fortemente às partículas deste. Essa imobilização e inativação são facilitadas quando o glifosato sofre sorção pela matriz do solo. Quando comparado a outros herbicidas, o glifosato é fortemente sorvido pelos minerais do solo por conta de suas características únicas, como o tamanho reduzido de sua molécula e a composição de sua molécula que abrange três grupos funcionais: carboxila, amino e grupos fosfonatos (BORGGAARD; GIMSING, 2008).

Um processo importante é a sorção do glifosato no solo, pois indica a quantidade retida no solo e a quantidade disponível no sistema do solo (KRAEMER *et al.*, 2009). Essas quantidades afetam a translocação nas plantas, a degradação pelos microorganismos, fotólise, transporte e lixiviação (LOCKE *et al.*, 2008). Apesar de a sorção contribuir para a inativação do herbicida no solo, isso traz uma persistência maior desse composto no ambiente por tornar-se menos biodisponível. Além disso, vale mencionar que a imobilização por sorção é um processo reversível e temporário (SCHNÜRER *et al.*, 2006).

No solo, o glifosato chega a apresentar valores de coeficiente de sorção da ordem de 1.188 L kg<sup>-1</sup> para solos orgânicos, caracterizando sua alta capacidade de sorção. É possível encontrar na literatura mecanismos de ligação para efetuar a sorção do glifosato, como a troca de ligantes com os óxidos de Fe e Al e as ligações de hidrogênio com as substâncias húmicas. A molécula desse herbicida apresenta elevada energia de ligação, fazendo com que seja pouco dessorvida e que permaneça no solo, em forma de resíduo ligado (PICCOLO *et al.*, 1994; CHEAH *et al.*, 1997). Uma representação esquemática dos processos relacionados a retenção e distribuição de herbicidas no solo pode ser visto na Figura 2.

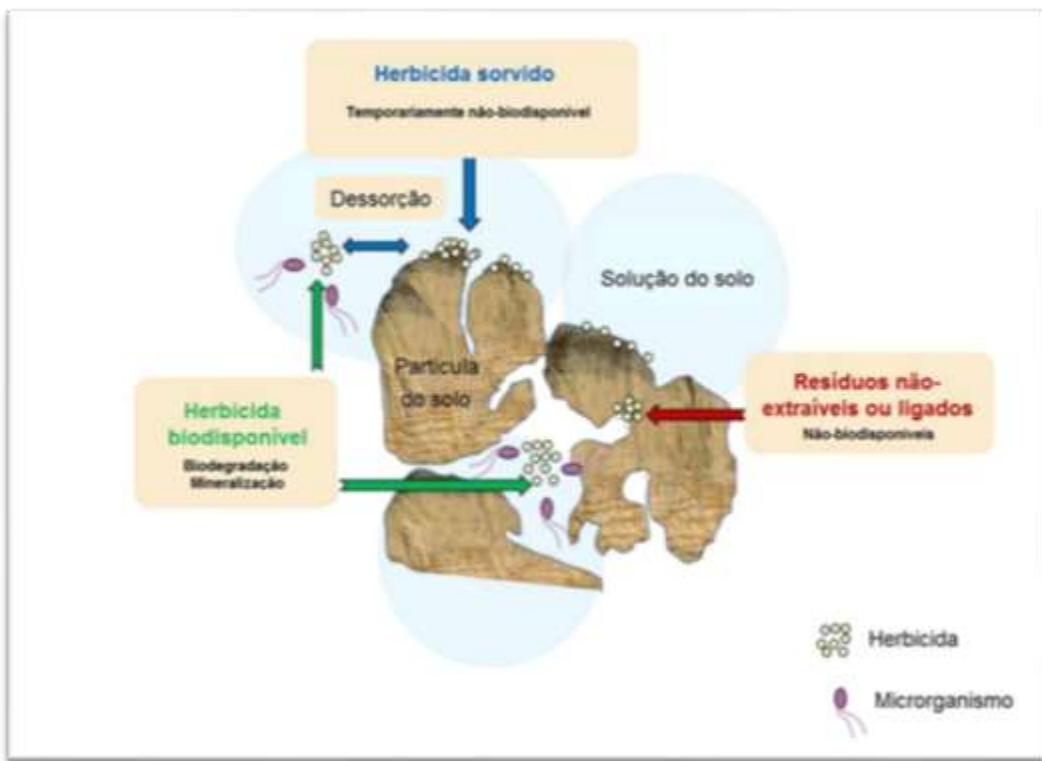


Figura 2 - Representação esquemática dos processos envolvidos na retenção e distribuição de herbicidas no solo

Fonte: Kanissery (2014)

Na maior parte dos casos, uma molécula que possui menor solubilidade em água possui maior capacidade de sorção no solo, sendo fenômenos inversamente proporcionais. O glifosato comporta-se de forma diferente, pois sua solubilidade em água é alta assim como sua capacidade de sorção no solo (PRATA, 2002).

Certas características do solo, como teor de argila, óxido e concentração orgânica, pH, capacidade de troca catiônica, área superficial específica, porosidade, teor de umidade e diversidade microbiana, são fatores físico-químicos que afetam a degradação dos compostos (PRATA, 2002).

Quando a molécula do herbicida atinge o solo, sofre processos de degradação e/ou adsorção (MORAES; ROSSI, 2010). A aplicação de glifosato pode resultar em resíduos na colheita usada em alimentos para consumo humano e em animais. No ambiente, altas concentrações de compostos (glifosato e seu metabolito ácido aminometilfosfônico (AMPA) são encontradas no solo (AMARANTE JUNIOR *et al.*, 2002).

O glifosato no solo apresenta alta capacidade de adsorção por conta dos constituintes do solo, e devido a isto, muitos são os estudos que tentam explicar os mecanismos de ligação entre glifosato e solo (TONI *et al.*, 2006). Alguns autores explicam a retenção através de ligação covalente com os óxidos de ferro e alumínio ou átomos metálicos e as pontes de hidrogênio formadas entre o glifosato e as substâncias húmicas presentes no solo (FENG; THOMPSON, 1990; CHEAH *et al.*, 1997; JONGE *et al.*, 2001).

Entre os métodos de avaliação da poluição ambiental, os métodos analíticos tradicionais podem avaliar pesticidas, geralmente por cromatografia em camada fina (CCD), cromatografia gasosa (CG) ou cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). Eles exigem mão de obra especializada e altos custos operacionais (PERES, 2001).

Nesse caso, métodos de avaliação ambiental utilizando indicadores biológicos ou biomarcadores (bioensaios) tornam-se uma ferramenta interessante, pois podem ser facilmente replicados em larga escala em pequenos laboratórios, além de proporcionar resultados rápidos, não havendo necessidade de gastar muitos recursos financeiros.

A avaliação de parâmetros químicos por si só pode não refletir o comportamento de substâncias tóxicas nos organismos do solo. O uso de testes ecotoxicológicos para avaliar o efeito da contaminação do solo em organismos é uma ferramenta complementar internacionalmente reconhecida para análises químicas (CROUAU; MOIA, 2006).

O valor do pH do solo desempenha importante função na adsorção do glifosato pelas partículas do solo. Quanto mais baixo facilita a adsorção no solo, uma vez que reduz a biodisponibilidade das moléculas de herbicida para microorganismos heterotróficos (ANDRIGHETTI, 2011).

O pH do solo exerce influência, ainda, sobre quais tipos de microrganismos poderão ser encontrados no solo em processo de biorremediação, já que nem todas as espécies apresentam tolerância a faixas de pH extremas, ou seja, mais ácidas ou mais básicas (CARDOSO *et al.*, 1992).

A medida do pH em fase aquosa é capaz de trazer informações relevantes sobre a produção de metabólitos a partir das reações que compõem o processo de biodegradação, contribuindo, assim, para o entendimento sobre

as transformações que o contaminante sofre. Diversos ácidos orgânicos são produzidos antes de serem incorporados à via metabólica do ácido cítrico durante o crescimento microbiano, podendo levar à acidificação do meio (BACOSA *et al.*, 2010).

Segundo Margesin *et al.*, (2000) valores de pH próximos a 7 favorecem o processo de biorremediação. Experimentos de biodegradação de glifosato conduzidos por Forlani *et al.* (1999) demonstraram que a máxima atividade degradadora de microrganismos ocorre em condições de pH neutro e alto teor de oxigênio.

Em relação ao ambiente aquático, o glifosato é considerado de baixo risco devido a sua baixa mobilidade no solo, sendo este fortemente adsorvido pelas partículas do solo, o que restringe sua lixiviação para águas subterrâneas. Entretanto, este pode ser carreado ao ambiente aquático através da erosão do solo (ARAÚJO *et al.*, 2008).

As contaminações das águas superficiais são ocasionadas pelo escoamento superficial dos agrotóxicos dissolvidos na água da chuva, sendo estas substâncias levadas às partes mais baixas da topografia, podendo chegar até os rios, córregos, lagos e açudes. O lançamento dessas substâncias em cursos d'água é responsável por inúmeros episódios de mortalidade da fauna aquática, principalmente de peixes (VEIGA *et al.*, 2006). Já a contaminação do aquífero é decorrente do transporte vertical da água carreando os contaminantes, podendo atingir as águas subterrâneas (SPADOTTO, 2002). O volume, a intensidade e a frequência das chuvas tem uma grande influência no transporte e na perda de agrotóxicos por meio do escoamento superficial e da percolação da água no solo. Dentre os problemas de contaminação das águas subterrâneas por agrotóxicos destaca-se o fato de ser utilizada para consumo humano, o que poderá acarretar sérios problemas de saúde pública.

## 2.5 Biodegradação do glifosato

A degradação do glifosato não ocorre por fotólise, hidrólise nem evaporação pelos seguintes fatores: ser estável à luz, apresentar alto ponto de fusão e possuir ligações muito estáveis. Dessa forma, a formação de resíduo-

ligado é considerada sua principal forma de dissipação no ambiente (PRATA, 2002).

Um processo químico simples não consegue destruir a ligação C-P existente na molécula de glifosato, portanto, a biodegradação é o principal mecanismo de eliminação de herbicidas do meio ambiente (ERMAKOVA *et al.*, 2010).

As moléculas biodisponíveis são oxidadas para se tornarem compostos intermediários, que podem ser mais ou menos tóxicos do que os compostos originais. Depois de totalmente mineralizados, serão convertidos em água, fosfato, CO<sub>2</sub> e NH<sub>3</sub> por microrganismos, principalmente por bactérias do gênero *Pseudomonas*, cuja atividade depende de condições como temperatura, umidade e acidez. (BORGGAARD; GIMSING, 2008).

O ácido aminometilfosfônico - AMPA e a sarcosina são os sub-produtos da biodegradação do glifosato, como metabólito principal e intermediário respectivamente. Alguns estudos apresentam que o AMPA possui maior persistência, em consequência da sua capacidade de adsorção no solo, além da toxicidade igual ou superior ao princípio ativo do glifosato (WILLIAMS *et al.*, 2000; RUEPPEL *et al.*, 1977).

A via metabólica mais comum de biodegradação do glifosato ocorre através da ação de enzimas que catalisam reações de oxidação-redução, transaminação e do ácido glioxílico, convertendo-o em ácido aminometilfosfônico (AMPA). A degradação por esta rota pode ocorrer por meio de bactérias como *Achromobacter sp.*, *Arthrobacter atrocyaneus* e *Flavobacterium sp* (ANDRIGHETTI, 2014).

O metabólito AMPA é frequentemente encontrado em solos que foram expostos ao herbicida glifosato e sua degradação parece ocorrer de maneira mais lenta em comparação com seu composto originador, apresentando, assim, maior recalcitrância (PIZZUL *et al.*, 2009).

Existe outra via metabólica que envolve a quebra da união C-P pela atividade da enzima C-P liase, para gerar sarcosina. Esse metabólito intermediário é convertido no aminoácido glicina e, em seguida, em carbono, que é incorporado em certos aminoácidos (como serina, cisteína, metionina e histidina) e purinas (ANDRIGHETTI, 2014).

Fan *et al.* (2012) demonstrou que a espécie de bactéria *Bacillus cereus* é capaz de biodegradar o glifosato pelas vias metabólicas apresentadas. As rotas de biodegradação do glifosato podem ser vistas na Figura 3.

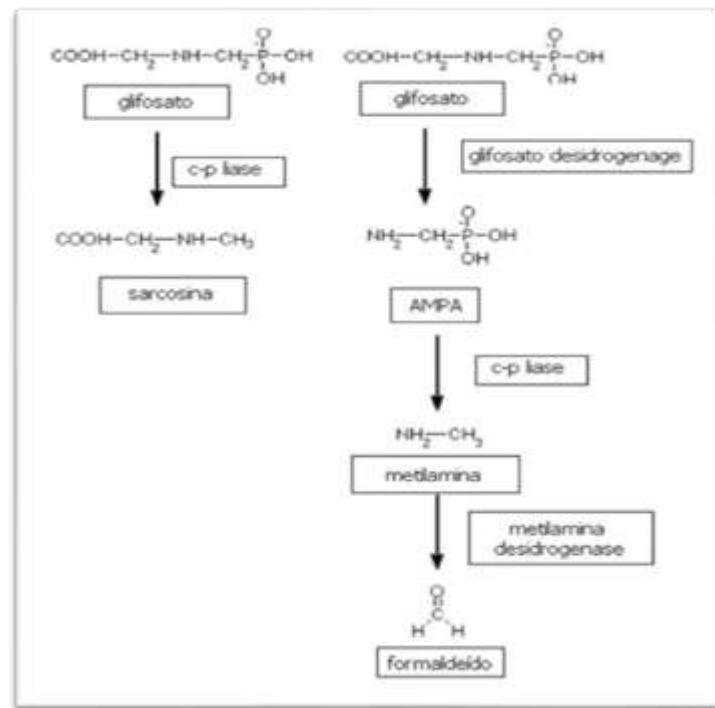


Figura 3 - Rotas de degradação do glifosato

Fonte: Andrichetti (2011)

Outro subproduto da degradação do glifosato através da oxidação da sarcosina são os ortofosfatos ( $PO_4^{3-}$ ) que, segundo Chen *et al.* (2007) e Shifu *et al.* (2007), podem servir como indicador da velocidade de degradação do glifosato.

Na água, as vias de dissipaçāo de glifosato mais utilizadas são por degradação microbiológica e pela união com sedimento. Apesar do herbicida apresentar degradação lenta na água, na presença de microflora aquática ele se transforma em ácido aminometilfosfônico por meio da ação da *Anthrobacter atrocyaneus* e *Flavobacterium sp.* (AMARANTE JUNIOR *et al.*, 2002) e eventualmente acaba se transformando em água, dióxido de carbono e fosfato (FORLANI *et al.*, 1999).

## 2.6 Trabalhos relacionados

Para desenvolver esse trabalho foi necessário efetuar uma busca de trabalhos na literatura. Essa busca foi feita de forma não sistematizada, utilizando plataformas de busca como o Portal de Periódicos da Capes e o Google Scholar. Utilizou-se os termos “biorremediação”, “glifosato” e “latossolo vermelho” e o primeiro fato a ser notado é a escassez de estudos relacionados ao tema proposto, indicando a possível necessidade de um estudo com essas características. Os resultados encontrados foram filtrados por leitura de título, resumo e palavras-chave e são descritos de forma sucinta.

Algumas pesquisas realizadas sob condições de solo e clima diferentes do Brasil, avaliam como o glifosato se comporta no solo (CHEAH *et al.*, 1997; MILES; MOYE, 1988; PRATA, 2000), caracterizando-o pela capacidade de sorção alta que dificulta sua degradação no solo, fazendo-o com que esteja no solo como resíduo-ligado, uma vez que o mesmo é insolúvel em solventes orgânicos.

Outras pesquisas, realizadas em áreas no Brasil analisaram como o glifosato se comporta no solo com as condições de clima e solo tropical. Prata (2002) estudou como o glifosato se comporta em solos sob diferentes aspectos e chegou a várias conclusões:

- sua sorção é instantânea, extremamente alta e está relacionada, principalmente, a fração mineral do solo;
- não pode ser extraído do solo em condições normais de solos agricultáveis, permanecendo na forma de resíduo-ligado;
- o sistema de plantio direto contribui ligeiramente com a aceleração da mineralização do glifosato no solo e
- a meia-vida (tempo em que 50% da concentração total aplicada encontra-se dissipada no solo) do glifosato é baixa (em torno de 19 dias) e está diretamente relacionada à formação de resíduos-ligados.

Na mesma linha de pesquisa, Toni *et al.* (2006) afirma que a adsorção do glifosato pode ocorrer por conta da presença de matéria orgânica, óxidos de ferro e alumínio e também por conta das argilas que compõem os solos (a parte inorgânica é a mais importante no processo). Já a dessorção do glifosato nos solos pelo fosfato depende da capacidade de troca catiônica (CTC), do pH

do solo e da quantidade de argila e fosfato. Por fim, o glifosato pode ser deslocado pelo fosfato e adsorvido sobre solos, causando uma diminuição na produtividade de determinadas plantas.

Um dos trabalhos encontrados estuda o milheto (*Pennisetum glaucum*) como fitorremediador do glifosato em latossolo vermelho e a soja (*Glycine max (L.)*) BRSMT Pintado como bioindicador da persistência do glifosato em latossolo vermelho (MATTOS JUNIOR, 2019). Apesar de ser de natureza experimental, o trabalho trouxe informações importantes sobre o glifosato, sempre reforçando sua importância e seu destaque no cenário nacional ambiental e econômico. Sobre os experimentos, antes da semeadura do milheto foram realizadas a calagem e a adubação, além de cinco períodos de aplicação do glifosato (0, 3, 6, 9 e 12) e três lâminas de chuva simulada (0, 20 e 30 mm), com quatro. A permanência do milheto no solo foi de 30 dias, após sua condução, ocorreu a semeadura da soja. Este experimento indicou que o milheto não é eficiente como fitorremediador do glifosato, porém a soja BRSMT apresentou boas características como biondicador da persistência do glifosato como cultura de sucessão.

Experimentos realizados por Ermakova *et al.* (2010) avaliaram a eficiência da biorremediação de solos contaminados por glifosato. As bactérias *Arthrobacter sp.* e *Ochrobactrum anthropi* foram obtidas a partir de amostras de solo que possuíam glifosato, e foram adicionadas ao solo. Os resultados apontaram após 7 dias que a taxa de degradação do glifosato foi máxima e após 28 dias o teor reduziu para 61,5% e 75,2%, para *Ochrobactrum anthropi* e *Arthrobacter sp.*, respectivamente. Os dados obtidos fornecem evidências de que as cepas selecionadas apresentam alta capacidade de degradação sem acúmulo de qualquer metabólito, em particular o AMPA, reduzindo a toxicidade de solos contaminados com glifosato.

Outro trabalho selecionado durante a busca estudou a adição de vermicomposto na biorremediação de solos contaminados com o glifosato, como técnica de bioestimulação (ROSA, 2017). Além da natureza experimental, a autora traz informações de diversas fontes: órgãos de regulação, agências, legislação, órgãos internacionais, entre outros. Várias dessas informações contribuíram com o embasamento teórico do presente trabalho, como a busca de estratégias para acelerar e aumentar a eficiência da

mineralização do herbicida glifosato. Foram montados ensaios com aplicação do glifosato ao solo a uma mistura de 50% de solo para 50% de vermicomposto às concentrações de 4, 40, 400 e 4000 mg do glifosato por kg de solo. Quanto aos resultados, os experimentos conduzidos não forneceram evidências suficientes de que o vermicomposto contribui para um aumento na degradação do glifosato.

Por fim, o último trabalho selecionado discute as diferentes estratégias de fitorremediação e vermirremediação de solos contaminados com pesticidas, bem como suas vantagens e limitações (ALVES *et al.*, 2016). Dentre os pesticidas estudados, está o glifosato. O trabalho traz estudos sobre o efeito da umidade do solo na mineralização do glifosato pela ação de microrganismos (SCHROLL *et al.*, 2006), sobre a toxicidade do glifosato sobre as espécies de *E. andrei* e *P. corethrurus* (BUCH *et al.*, 2013), nenhum efeito negativo foi observado na presença de glifosato. Sobre o efeito da presença de minhocas da espécie *Eisenia Fetida* na distribuição de glifosato no solo, também não houve alteração (ANDRÉA *et al.*, 2004). Já as minhocas *P. corethrurus* (endogeica) e *Pheretina hawayana* (anécica) foram tolerantes a altas concentrações dos contaminantes ( $\geq 100 \text{ mg kg}^{-1}$ ), dentre eles o glifosato, além de encontrar as maiores taxas de degradação os compostos. Algumas das biotecnologias estudadas apresentam vantagens ambientais e econômicas quando comparadas com os métodos físicos e químicos, porém ainda possuem limitações a serem superadas no âmbito científico.

#### 4 CARACTERIZAÇÃO DA MICRORREGIÃO DE DOURADOS

Para desenvolver o trabalho proposto, foi selecionada a microrregião de Dourados localizada na mesorregião Sudoeste do Estado de Mato Grosso do Sul. Possui área total de 37.360,43 km<sup>2</sup>, abrange 15 municípios e é a segunda mais populosa do Estado. Esta microrregião é a maior produtora de grãos, equivalente a mais da metade da produção agrícola do Estado. O mapa exibido na Figura 4 apresenta os biomas, Cerrado e Mata Atlântica, e os municípios que compõem a microrregião de Dourados: Amambai, Antônio João, Aral Moreira, Caarapó, Douradina, Dourados, Fátima do Sul, Itaporã, Juti, Laguna Carapã, Maracaju, Nova Alvorada do Sul, Ponta Porã, Rio Brilhante e Vicentina (IBGE, 2019).

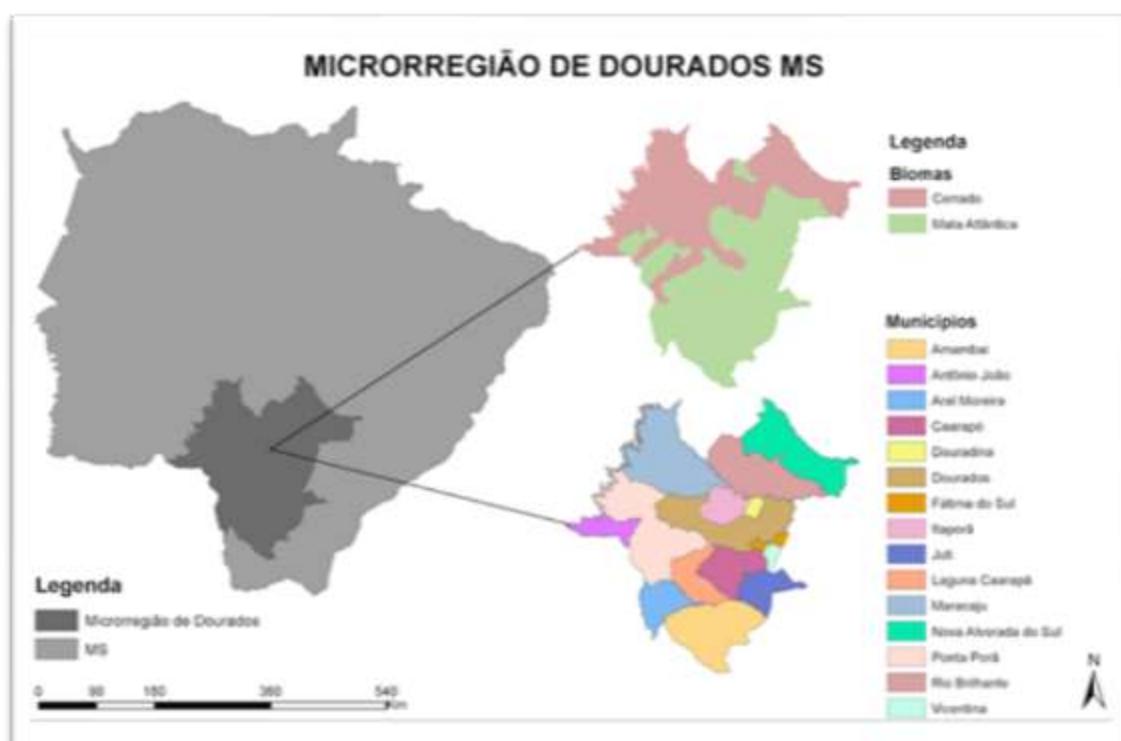


Figura 4 - Mapa da microrregião de Dourados – MS

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do IBGE.

Levando em consideração que o trabalho tem como foco a biorremediação no solo, aborda-se os tipos de solo na microrregião de

Dourados. Verifica-se a ocorrência de 11 tipos de solo, apresentados no mapa da Figura 5 (SISLA, 2020). Os solos mais encontrados são os Latossolos, com predominância do Latossolo Vermelho Escuro, derivado do processo de intemperismo do basalto, é um solo profundo caracterizado pela cor avermelhada devido aos elevados teores de ferro. Em geral são solos ácidos, bem drenados, com baixa saturação por bases, distróficos ou alumínicos (SANTOS *et al.*, 2018).

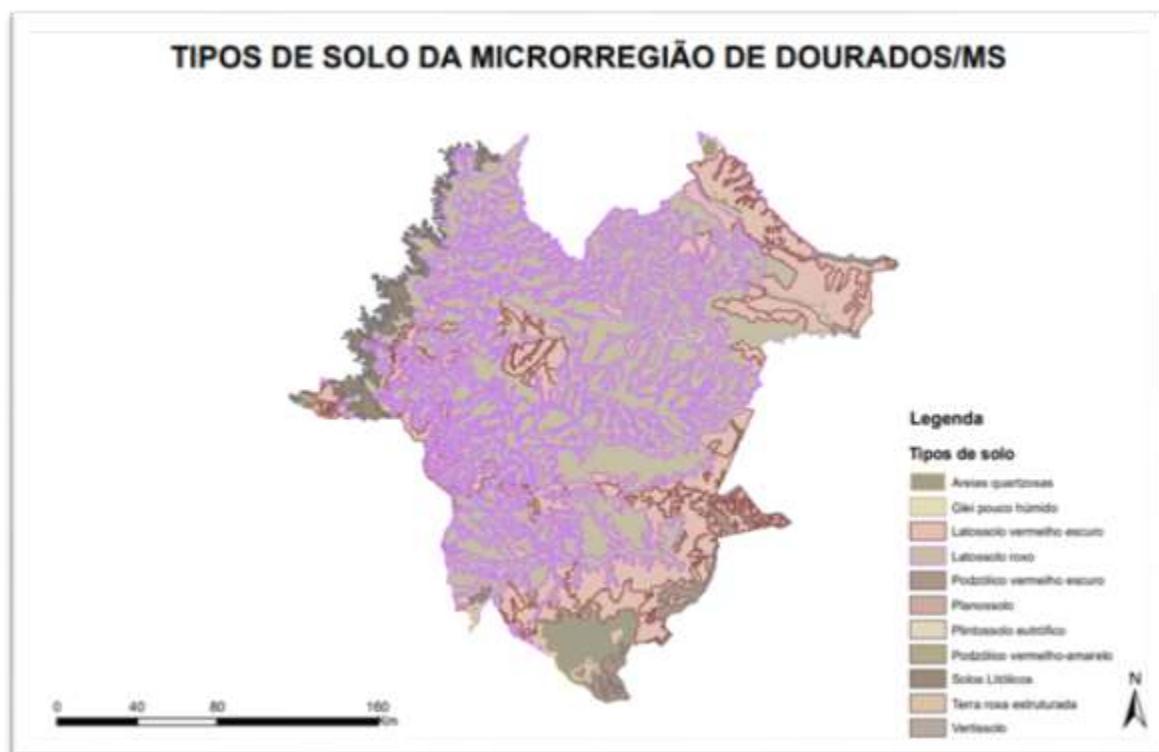


Figura 5 - Tipos de solo da microrregião de Dourados/MS

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do SISLA.

No que tange às formações geológicas, a microrregião selecionada possui duas predominantes: a Formação Serra Geral e o Grupo Caiuá. A primeira, com maior extensão, é composta por rochas ígneas-metamórficas, principalmente por basaltos e arenitos intertrapeanos. E a segunda composta por rochas sedimentares, em sua maioria por arenito e conglomerado, constitui o Aquífero Bauru (CPRM, 2020). Essas duas formações podem ser vistas na Figura 6.



Figura 6 - Formação geológica da microrregião de Dourados/MS

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados o CPRM.

Apesar de o estudo tratar a questão da biorremediação no solo, é comum que a contaminação atinja também os recursos hídricos. O Brasil possui 12 regiões hidrográficas, sendo que duas delas estão presentes na microrregião de estudo: a Região Hidrográfica do Paraná, composta pela Bacia do Rio Paraná e pelos rios Amambai, Iguatemi, Ivinhema e Pardo, e a Região Hidrográfica do Paraguai, composta pela Bacia do Rio Paraguai com os rios Apa e Miranda (SISLA, 2020). Essas regiões podem ser vistas na **Fonte de referência não encontrada..**

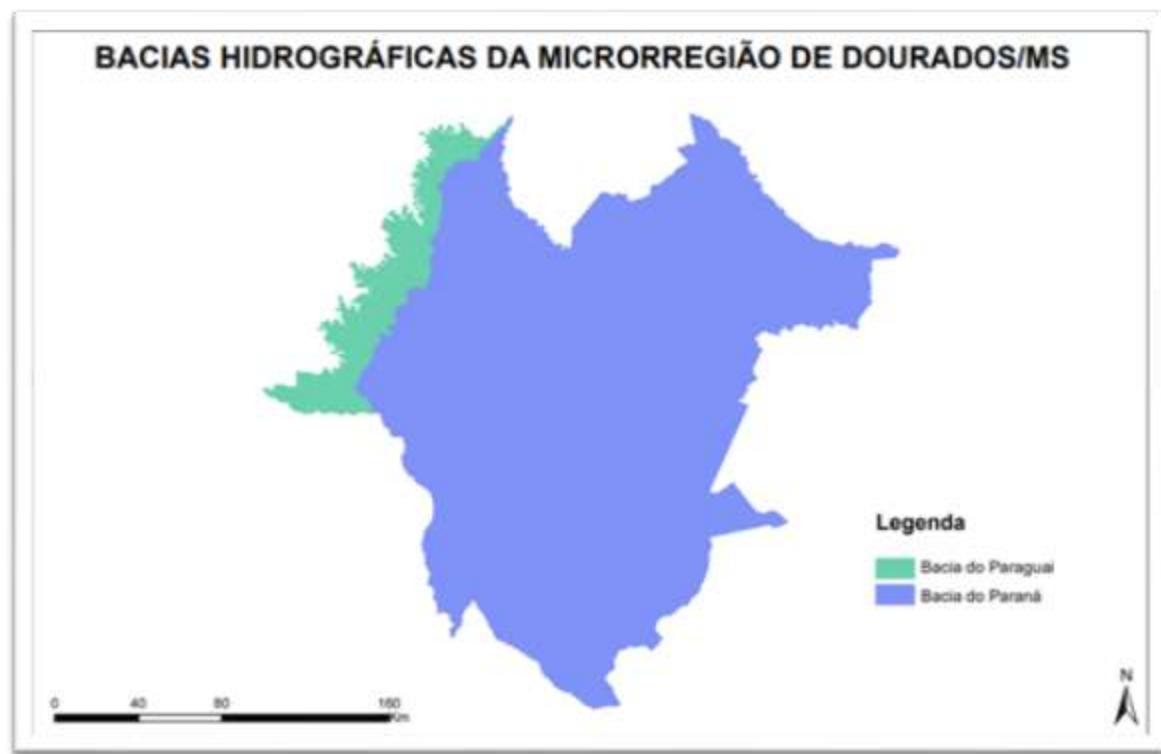


Figura 7 - Bacias hidrográficas da microrregião de Dourados/MS

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do SISLA.

A região delimitada para esse estudo abrange 4 aquíferos. O Aquífero Serra Geral, um dos aquíferos mais explotados na Bacia do Paraná, é um aquífero fraturado e livre. O aquífero Bauru, que é do tipo poroso e livre, também está na microrregião selecionada, assim como o aquífero Guarani, que se encontra confinado abaixo dos aquíferos citados anteriormente. Os aquíferos podem ser vistos na Figura 8.

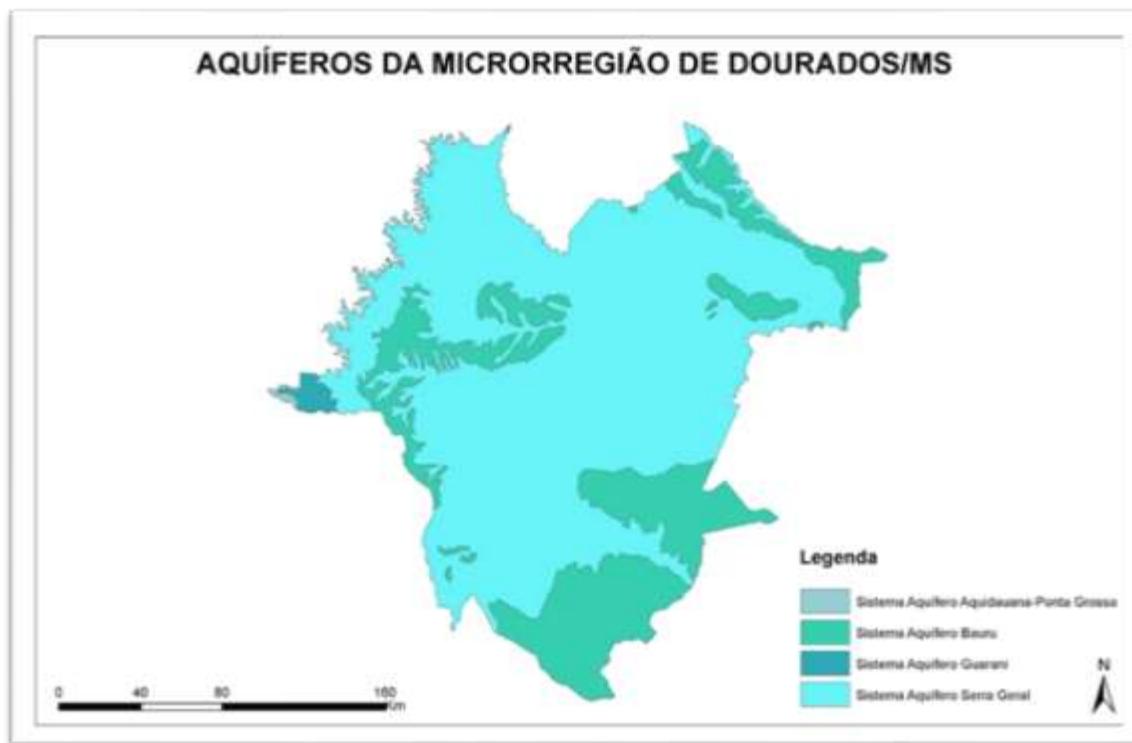


Figura 8 - Aquíferos da microrregião de Dourados/MS

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do SISLA.

Por fim, temos que o clima desta microrregião controlado por massas de ar Tropical e Polar. A média pluviométrica anual é em torno de 1400 a 1600 mm (ANA, 2020).

## 5 BIORREMEDIÇÃO

Dentre as técnicas de descontaminação de ambientes impactados, a biorremediação vem ganhando grande destaque. A biorremediação é uma área da biotecnologia ambiental e que pode ser definida como a aplicação de processos biológicos para recuperar áreas contaminadas (GADD, 2001).

Um dos benefícios da biorremediação consiste na conversão dos poluentes tóxicos em componentes com um grau maior de biodegradação. Essa degradação ocorre ainda a um custo baixo e é menos complexa que outras formas de descontaminação, como incineração e lavagem de solo (MANTZAVINOS; PSILLAKIS, 2004).

A degradação biológica do glifosato é um tipo de biorremediação. A maior vantagem da biorremediação é que se trata de um processo seguro. Sendo assim, ele não afeta o meio ambiente ou às populações que vivem nas proximidades. Além disso, é um processo de baixo custo, em comparação as outras técnicas de tratamento de áreas degradadas. Como desvantagens destacam-se que muitas das técnicas utilizadas são consideradas lentas (PRATA, 2002).

Na biorremediação são utilizados agentes biológicos degradadores, particularmente microrganismos (bactérias, fungos, leveduras, enzimas, etc.), os quais desintoxicam as áreas contaminadas pela poluição. Com isso, eles removem ou neutralizam diversos poluentes tóxicos (orgânicos e inorgânicos) do meio ambiente, os quais estão presentes nos solos, águas (superficiais ou subterrâneas), dentre outros. O microrganismo utilizado no processo de remediação biológica metaboliza e digere o contaminante. Por conseguinte, ele libera gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ). Um exemplo notório onde a biorremediação pode ser utilizada é na contaminação (dos solos ou recursos hídricos) por petróleo e seus derivados (NUNES, 2017).

Os termos biodegradação e biorremediação referem-se à transformação microbiológica de um composto orgânico para outra forma, os quais utilizam tais compostos como fontes de energia e/ou nutrientes para o seu crescimento e desenvolvimento (TYAGI *et al.*, 2011). A degradação total é

chamada de mineralização e nela ocorre a formação de gás carbônico, água e íons minerais. Já a degradação parcial é chamada de metabolização e dá origem a outros produtos, os metabólitos (PRATA, 2002).

Devido à sua vasta biodiversidade e potencial catabólico, os microrganismos têm sido amplamente utilizados para tratar poluentes tóxicos através de um processo de biodegradação. As reações catabólicas dos microrganismos devem-se às reações de enzimas específicas que liberam energia. Esses mecanismos de reações químicas, combinados com a capacidade metabólica, fazem dos microrganismos uma importante alternativa de biorremediação de áreas contaminadas (TYAGI *et al.*, 2011).

Tendo isso em vista, pode-se definir tratamento biológico como a ação dos microrganismos (composto em sua maioria por bactérias) que possibilitam a decomposição da matéria orgânica biodegradável, bem como a remoção de sólidos coloidais não sedimentáveis e a possível redução de nitrogênio e fósforo, dentre outros nutrientes (METCALF & EDDY, 1991)

## 4.1 TIPOS DE BIORREMEDIACÃO

Na literatura, a biorremediação é dividida em dois tipos principais: a *in-situ* e a *ex-situ*. Na primeira, o tratamento é feito no local onde ocorreu a contaminação. Na segunda, o material contaminado é transportado a outro local para realizar o tratamento. As duas técnicas são detalhadas a seguir.

### 4.1.1 Biorremediação *in-situ*

É o tratamento de materiais contaminados no local da contaminação. Por não precisar transportar os materiais para realizar a biorremediação, apresenta custo menor e oferece a possibilidade de tratar grandes áreas, além de evitar distúrbios ambientais do solo. A biorremediação *in-situ* pode ser aplicada principalmente através das seguintes técnicas:

- Biorremediação intrínseca (atenuação monitorada): consiste na biodegradação feita pelos microrganismos nativos, sem acréscimo de quaisquer nutrientes nem de nenhuma adequação do ambiente

(MARIANO, 2006). Por depender exclusivamente de processos naturais, esse processo costuma ser mais lento que os demais. Essa demora costuma demandar o uso de outras técnicas em conjunto (CARNEIRO; GARIGLIO, 2010).

- Bioestímulo: nessa técnica são adicionados nutrientes orgânicos e inorgânicos no local de degradação a fim de estimular a atividade de microrganismos nativos (MARIANO *et al.*, 2007). Dessa forma, é essencial que existam populações microbianas degradadoras no contaminante (YAKUBU, 2007). Importante ressaltar que essa técnica também pode ser empregada na biorremediação *ex-situ*.
- Bioaumento: também pode ser utilizado em biorremediação *ex-situ*; consiste em adicionar microrganismos previamente selecionados com alto potencial para degradar poluentes. Isso provoca um aumento no número de indivíduos que compõem a microbiota e consequentemente um aumento nas taxas de transformação do contaminante (CERQUEIRA *et al.*, 2014).
- Bioventilação: caracterizada pela adição de oxigênio no solo contaminado, a bioventilação estimula o crescimento dos microrganismos nativos ou dos microrganismos adicionados pela bioaumentação (REGINATTO *et al.*, 2012).

Os produtos finais de uma biorremediação eficaz são a água e o dióxido carbônico, que não são tóxicos ao meio ambiente. A seguir é detalhado o segundo tipo de biorremediação, *ex-situ*.

#### 4.1.2 Biorremediação *ex-situ*

Nesse tipo, o tratamento do material contaminado é feito num local diferente de onde ocorreu a contaminação. Normalmente utilizado quando há risco de propagar rapidamente a contaminação, existe um controle maior dos fatores que influenciam o crescimento dos microrganismos, como temperatura, nível de oxigênio, nutrientes, etc. Uma grande desvantagem dessa modalidade é a necessidade de escavação e remoção do solo contaminado para outro

local, aumentando consideravelmente o custo do tratamento ao mesmo tempo que causa distúrbios ambientais do solo.

A biorremediação *ex-situ* é feita através de várias técnicas. Dentre elas, podemos citar o bioestímulo e o bioaumento, descritos na seção anterior. Além delas, temos:

- *Landfarming*: essa tecnologia geralmente é utilizada para tratar resíduos oleosos na superfície do solo. Visando reduzir as concentrações de hidrocarboneto por meio da biodegradação microbiana, o solo é escavado em finas camadas e espalhado sobre sua superfície. Acontece então a estimulação microbiana aeróbica por meio da aeração, nutrientes e umidade (MOREIRA, 2011; MUTECA, 2012).
- Biorreatores: diferente das demais técnicas, no biorreator o tratamento é feito em um ambiente fechado: dentro do reator. Isso permite um maior controle dos fatores que influenciam a degradação biológica, levando a um dos tratamentos mais rápidos disponíveis (BERGER, 2005). No entanto, esse benefício vem acompanhado de um custo altíssimo: além do deslocamento do material contaminado, existe ainda a necessidade de equipamentos sofisticados e um alto consumo de energia.

Apresentadas as técnicas de biorremediação com suas vantagens e desvantagens (Tabela 8), dá-se sequência no foco do trabalho: a biorremediação no latossolo vermelho escuro.

Tabela 8 - Comparativo entre técnicas de Biorremediação

	TÉCNICA	DESCRIÇÃO	VANTAGEM	DESVANTAGEM
IN-SITU	Biorremediação intrínseca	Natural - Atenuação monitorada	Custo baixo	Pode ser muito lento e monitoramento do local por longos períodos
	Bioestímulo	Adição de agentes estimulantes (nutrientes, oxigênio e biossurfactantes)	Aplicação em grandes áreas e aceleração do processo de biodegradação	Custo baixo/médio
	Bioaumento	Inoculação de consórcios microbianos enriquecidos (fungos, bactérias)	Aplicação em grandes áreas e aceleração do processo de biodegradação	Seleção da espécie adequada e custo médio
	Bioventilação	Injeção de ar no subsolo (fornecer oxigênio)	Aceleração do processo de biodegradação	Custo baixo/médio
EX-SITU	Landfarming	Revolvimento superficial do solo contaminado	Utilização da biodegradação microbiana como base	Processamento mecânico e custo médio
	Biorreatores	Descontaminação feita em um reator	Controle das variáveis e processo rápido	Custo muito alto por equipamento de alta tecnologia

Fonte: elaborado pela autora.

#### 4.2 Biorremediação no latossolo vermelho escuro

Para avaliar a melhor estratégia de biorremediação para o latossolo vermelho escuro foram avaliados os principais fatores limitantes disponíveis e verificação de necessidade de correções do solo para as condições ótimas.

O tipo de solo interfere no grau de adsorção de contaminantes e nutrientes. Areia e cascalho são os materiais mais favoráveis para o transporte de nutrientes; argilas são os menos favoráveis. Os solos argilosos, normalmente, apresentam uma maior capacidade de adsorver compostos a ele adicionados, em função do grande número de sítios de troca iônica em aberto, resultado dos argilominerais presentes. Os latossolos possuem, de uma forma geral, um desenvolvimento de horizonte B latossólico. Esse horizonte mineral subsuperficial apresenta um estágio avançado de intemperização, evidenciado

pela transformação quase completa dos minerais facilmente alteráveis. Ele é constituído por óxidos de ferro e alumínio, argilominerais do tipo 1:1, quartzo e outros minerais mais resistentes ao intemperismo (SANTOS *et al.*, 2018).

A sorção do glifosato no latossolo vermelho escuro, provavelmente está relacionado a mecanismos de ligação com a fração mineral do solo, que envolve alta energia de ligação. De acordo com os estudos de Gerritse (1996), Piccolo *et al.* (1994) e Prata (2002), acredita-se que os óxidos de Fe e Al presentes no solo sejam os principais responsáveis pela sorção do glifosato no meio.

O pH tem relação direta com a solubilidade dos nutrientes e a atividade dos microrganismos. Bactérias heterotróficas dependem de um pH neutro ou próximo disso para biodegradar de modo eficiente e fungos, por sua vez, dependem de um meio mais ácido. Os horizontes latossólicos possuem saldo de cargas positivas, pois costumam apresentar valores de pH, entre 4,0 e 5,5, determinados em solução de KCl 1 mol<sup>-1</sup> mais elevados que os pH determinados em H<sub>2</sub>O. Essas características indicam um estágio de intemperização muito avançado (SANTOS *et al.*, 2018).

As minhocas das espécies endogeica e anécica, que se destacaram no estudo de ALVES *et al.* (2016) pela tolerância a alta concentração de glifosato no solo, conseguem sobreviver em ambientes com valores de pH entre 4,3 e 9,2 e temperaturas entre -4 e 40°C (SINGH *et al.*, 2004; CONTRERAS-RAMOS *et al.*, 2008).

Os nutrientes básicos exigidos para o desenvolvimento microbiano são representados por nitrogênio, fósforo e potássio (NPK), podendo variar de acordo com o poluente. Para o processo de biodegradação, a relação ideal de carbono, nitrogênio e fósforo (C:N:P) no solo, deve ser da ordem de 100:10:1.

A porosidade do solo tem uma relação direta com o aprisionamento de contaminantes. A alta porosidade de solos argilosos, especialmente naqueles ricos em matéria orgânica, aumenta a capacidade de reter água e aprisionar contaminantes em um chamado domínio imóvel.

O aumento das temperaturas é associado ao aumento das reações metabólicas, com atividades enzimáticas mais altas e taxas de biodegradação mais rápidas, até um valor que é específico de cada espécie.

De acordo com os estudos apresentados e como pode ser visto na Tabela 8, o tipo de biorremediação mais adequado para áreas contaminadas por glifosato são as técnicas aplicadas *in situ*. Devido a extensão das áreas e por se tratar de fonte difusa, inviabiliza a utilização de técnicas *ex-situ*.

As técnicas de bioestimulação e bioaumentação aceleram o processo de biodegradação do composto quando comparados a biorremediação intrínseca. As aplicações dessas técnicas em conjunto, levando em consideração as características do meio, permitem criar condições ótimas para biodegradação do herbicida.

A utilização de minhocas (bioaumentação e bioestimulação) em processos de biorremediação tornam os contaminantes disponíveis para os microrganismos presentes no solo. Devido às movimentações das minhocas no solo, as quais geram caminhos para a água, facilitam o contato dos microrganismos com os contaminantes presentes no solo. A ingestão e digestão do solo pelas minhocas aumenta a biodisponibilidade e gera aumento da atividade dos microrganismos (MARTINKOSKY *et al.*, 2017). Elas são adaptáveis, possuem grande capacidade reprodutiva e são resistentes a poluentes orgânicos (HICKMAN, REID, 2008). A média pluviométrica da microrregião de dourados auxilia na manutenção da umidade o solo, que causa efeito na atividade dos microrganismos. A bioestimulação *in-situ* visa adequar características do solo para níveis ideais, estimulando o crescimento dos microrganismos, potencializando sua atividade.

E a utilização de bactérias como *Arthrobacter sp.* e *Ochrobactrum anthropi* (bioaumentação e/ou bioestimulação) que obtiveram resultados satisfatórios quanto a alta capacidade de degradação o glifosato e o mais importante é que não há acúmulo o metabólito (Ermakova *et al.*, 2010), sendo necessário adequar o pH e a disponibilidade de nutrientes do latossolo para otimizar e criar um cenário ideal para a atividade dos microrganismos.

## 5 CONCLUSÃO

A popularidade e o uso do glifosato geram um potencial aumento na poluição ambiental, que se deve principalmente ao acúmulo desta substância no solo durante o processo de aplicação. Por conta disso, considera-se válido conhecer, estudar e divulgar as técnicas de biorremediação de solos contaminados pelo agente.

Nesse trabalho foram abordadas as principais técnicas de biorremediação aplicáveis em um latossolo vermelho escuro, característico da microrregião de Dourados/MS. Esse levantamento auxilia agentes da região a conhecerem as opções existentes e possivelmente a tomarem decisões mais adequadas ou, no mínimo, mais conscientes.

Aconselha-se a aplicação de técnicas de biorremediação *in-situ*, devido a extensão das áreas normalmente atingidas e por se tratar de fonte difusa. A combinação de técnicas de bioaumentação e bioestimulação criam o cenário ideal para a degradação do glifosato.

As bactérias *Arthrobacter sp.* e *Ochrobactrum anthropi* desempenharam a efetiva degradação do glifosato, sem acúmulo do AMPA. Porém, para aplicação no latossolo vermelho escuro é necessário adição de nutrientes para obter o pH neutro no solo.

As minhocas das espécies endogeica e anécica, sobrevivem em ambientes com valores de pH entre 4,3 e 9,2 e temperaturas entre -4 e 40°C, sendo assim elas conseguem desempenhar suas atividades no latossolo vermelho escuro, que apresenta pH entre 4,0 e 5,5.

É importante ressaltar que o estado ainda não possui legislação pertinente no que tange o correto gerenciamento das áreas contaminadas, fator que auxiliaria os agentes a desempenharem corretamente suas funções. Além disso, existem poucos estudos científicos sobre a contaminação do glifosato, herbicida mais utilizado no Brasil, no latossolo predominante no estado.

O estudo desenvolvido tem como principal limitação se restringir a uma área específica, o latossolo vermelho escuro. Apesar de ser necessário definir um escopo tangível para a realização do trabalho, essa restrição faz com que

esse levantamento seja aplicado somente às áreas com características ambientais semelhantes, como as características do solo (pH, mineralogia, matéria orgânica) e características do clima local (precipitação, temperatura).

Para estudos futuros sugere-se ampliar a área de abrangência, trazendo uma maior variedade de escopos ambientais, com outros tipos de solos. Dessa forma se traz também uma gama maior de técnicas de remediação, possibilitando uma comparação mais rica. Outra possibilidade seria a análise in loco de técnicas de remediação, porém este estudo seria de uma natureza mais complexa e, consequentemente, demandaria mais tempo e mais recursos.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, Obede Rodrigues *et al.* Biotecnologias de remediação de solos contaminados com agroquímicos. Agrarian Academy, Centro Científico Conhecer, v. 3, n. 5, p. 27-50, 2016.

AMARAL, E. I. Avaliação da Exposição Ambiental ao Glifosato na Área Agrícola da Serrinha do Mendenha. 2009. 59 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Rio de Janeiro, 2009.

AMARANTE JUNIOR, Ozelito Possidônio de *et al.* Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. Química Nova, v. 25, n. 4, p. 589-593, 2002.

ANA – Agência Nacional das Águas. Panorama das águas – Precipitação média anual. Brasília, DF. 2020.

ANDRÉA, M. M.; PAPINI, S.; PERES, T. B.; BAZARIN, S.; SAVOY, V. L. T.; MATALLO, M. B. Glyphosate: influência na biota do solo e ação de minhocas sobre sua dissipação em terra agrícola. Planta Daninha, Viçosa, v.22, n.1, p.95-100, 2004.

ANDRIGHETTI, M. S., NACHTIGALL, G. R. QUEIROZ, S. C. N.; FERRACINI, V. L.; AYUB, M. A. Z. Biodegradação de glifosato pela microbiota de solos cultivados com macieira. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 38, n. 5, 2014.

ANDRIGHETTI, Marília Scopel. Biodegradação de glifosato por bactérias isoladas de solos cultivados com macieira com diferentes históricos de aplicação deste herbicida. 2011. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Ciências Básicas da Saúde. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Reclassificação Toxicológica de Agrotóxicos. 2019. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/noticias-anvisa/2019/publicada-reclassificacao-toxicologica-de-agrotoxicos>> Acesso em: 16 nov. 2020.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Nota Técnica 23 de 2018 - Glifosato. 2018. Disponível em: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/notas-tecnicas/nota-tecnica-23-de-2018-glifosato.pdf/view>> Acesso em: 16 nov. 2020.

AQUINO-NETO, S.; ANDRADE, A. R. "Electrooxidation of glyphosate herbicide at different DSA® compositions: pH, concentration and supporting electrolyte effect". Electrochim. Acta 54: 2039, 2009.

ARAÚJO, R. S.; GARCIA, M. V. B.; GARCIA, T. B. Toxicidade aguda do herbicida Glifosato (Roundup) para *Danio rerio* (Teleostei, Cyprinidae), em condições tropicais. Parte de livro, Embrapa, 2008.

BACOSA, H.; SUTO, K.; INOUE, C. Preferential degradation of aromatic hydrocarbons in kerosene by a microbial consortium. International Biodeterioration & Biodegradation, v. 64, n. 8, p. 702-710, 2010.

BAIRD, C. Chemistry in your life. 2nd edition. New York: W. H. Freeman and Company, 2006.

BARREIRA, L. P.; A problemática dos resíduos de embalagens de agrotóxicos no brasil. Congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental, 28 ed., Cancun, México, 2002.

BENACHOUR, N.; SÉRALINI, G. Glyphosate formulations induce apoptosis and necrosis in human umbilical, embryonic, and placental cells. Chemical research in toxicology, v. 22, n. 1, p. 97-105, 2008

BERGER, Thomas Michael. Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos totais de petróleo-enfoque na aplicação do processo terraferm. 2005.

BORGGAARD, O. K.; GIMSING, A. L. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. Pest management science, v. 64, n. 4, p. 441-456, 2008.

BRAIBANTE, M. E. F.; ZAPPE, J. A. A Química dos Agrotóxicos. Química nova na escola, Vol. 34, N° 1, p. 10-15, 2012.

BRASIL. Decreto Federal nº 4074, de 04 de janeiro de 2002. Regulamenta a Lei nº 7802, de 1 de julho de 1989. Brasília: Diário Oficial da União – DOU. Publicado no DOU de 08 de janeiro de 2002.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Anvisa reavalia glifosato e descarta risco de câncer pelo consumo de alimentos. Disponível em: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/anvisa-reavaliou-risco-do-glifosato-e-descartou-risco-ao-consumidor>>. Acesso em: 12 fev. 2020. Brasília, DF, 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília, DF, 2017.

BUCH, Andressa Cristhy *et al.* Toxicity of three pesticides commonly used in Brazil to *Pontoscolex corethrurus* (Müller, 1857) and *Eisenia andrei* (Bouché, 1972). Applied soil ecology, v. 69, p. 32-38, 2013.

CARDOSO, E. J. B. N.; MUI, T. S.; NEVES, M. C. P. Microbiologia do solo. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992.

CARNEIRO, Danielle Arruda; GARIGLIO, Lucas Paulo. A biorremediação como ferramenta para a descontaminação de ambientes terrestres e aquáticos <http://dx.doi.org/10.15601/1983-7631/rt. v3n4p82-95>. Revista Tecer, v. 3, n. 4, p. 82-95, 2010.

CARNEIRO, F. F.; PIGNATI, W.; RIGOTTO, R. M.; AUGUSTO, L. G. S.; RIZOLLO, A.; MULLER, N. M.; ALEXANDRE, V. P.; FRIEDRICH, K.; MELLO, M. S. C. Dossiê ABRASCO – Um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. ABRASCO, Rio de Janeiro, abril de 2012.

CASSIGNEUL, A. *et al.* Fate of glyphosate and degradates in cover crop residues and underlying soil: A laboratory study. *Science of the Total Environment*, v. 545–546, p. 582–590, 2016.

CASTRO, S. A. Avaliação pontual da degradação e transporte do herbicida glifosato no solo da bacia do Arroio Donato – Pejuçara (RS). 2005. 102 f. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

CATTANI, D.; CAVALLI, V. L. L. O.; RIEG, C. E. H.; DOMINGUES, J. T.; DAL-CIM, T.; TASCA, C.; SILVA, F. R. M. B. S.; ZAMONER, A. Mechanisms underlying the neurotoxicity induced by glyphosatebased herbicide in immature rat hippocampus: involvement of glutamate excitotoxicity. *Toxicology*, v. 320, p. 34-45, 2014.

CERQUEIRA, V. S.; PERALBA, M. C. R.; CAMARGO, F. A. O.; BENTO, F. M. Comparison of bioremediation strategies for soil impacted with petrochemical oily sludge. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 95, p. 338-345, 2014.

CHEAH, U. B.; KIRKWOOD, R. C.; LUM, K. Y. Adsorption, desorption and mobility of four commonly used pesticides in malaysian agricultural soils. *Pesticide Science*, v. 50, p. 53-63, 1997.

CHEN, Y.; WU, F.; LIN, Y.; DENG, N.; BAZHIN, N.; GLEBOV, E. Photodegradation of Glyphosate in the Ferrioxalate System, *Journal of Hazardous Materials*, v. 148, p. 360–365, 2007.

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. [s.l.], 2005, 27 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 15 mai. 2020.

CPRM – Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. Mapas hidrogeológicos do Brasil e da Bacia do Prata. Brasília, DF. 2020.

CROUAU, Y.; MOIA, C. The relative sensitivity of growth and reproduction in the springtail, *Folsomia candida*, exposed to xenobiotics in the laboratory: and

indicator of soil toxicity. Ecotoxicology and Environmental Safety, New York, Vol. 64, p. 115-121, 2006.

CHRISTOFFOLETI, PEDRO JACOB et al. Comportamento dos herbicidas aplicados ao solo na cultura da cana-de-açúcar. Piracicaba: CP, v. 1, 90 p., 2008.

CHRISTOFFOLETI, PEDRO JACOB et al. Comportamento dos herbicidas aplicados ao solo na cultura da cana-de-açúcar. Piracicaba: CP, v. 2, p. 72, 2009.

CONTRERAS-RAMOS, S.M.; ÁLVAREZ-BERNAL, D.; DENDOOVEN, L. Removal of poly-cyclic aromatic hydrocarbons from soil amended with biosolid or vermicompost in the presence of earthworms (*Eisenia fetida*). *Soil Biol. Biochem*, v. 40, p.1954–1959, 2008.

DEUBER, R. Ciência das plantas daninhas: fundamentos. v.1. Jaboticabal: FUNEP, 431 p., 1992.

ERMAKOVA, I. T.; KISELEVA, N. I.; SHUSHKOVA, T.; ZHARIKOV, M.; ZHARIKOV, G. A.; LEONTIEVSKY, A. A. Bioremediation of glyphosate-contaminated soils. *Applied microbiology and biotechnology*, v. 88, n. 2, p. 585-594, 2010.

EXTOXNET. Pesticide information profiles (PiPs). Disponível em: <<http://extoxnet.orst.edu/pips/ghindex.html>> Acesso em: 16 nov. 2020

FAN, J.; YANG, G.; ZHAO, H.; SHI, G.; GENG, Y.; HOU, T.; TAO, K. Isolation, identification and characterization of a glyphosate-degrading bacterium, *Bacillus cereus* CB4, from soil. *The Journal of general and applied microbiology*, v. 58, n. 4, p. 263-271, 2012.

FAY, E. F.; SILVA, C. M. M. de S. Comportamento e destino de agrotóxicos no ambiente solo-água. In: SILVA, C. M. de S. FAY, E. F. (Eds Técs.) Agrotóxicos e ambiente. Brasília: Embrapa informação Tecnológica, 2004.

FENG, Joseph C.; THOMPSON, Dean G. Fate of glyphosate in a Canadian forest watershed. 2. Persistence in foliage and soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 38, n. 4, p. 1118-1125, 1990.

FORLANI, G.; MANGIAGALLIA, A.; NIELSENA, E.; SUARDI, C.M. Degradation of the phosphonate herbicide glyphosate in soil: evidence for a possible involvement of unculturable microorganisms. *Soil biology and Biochemistry*, v. 31, n. 7, p. 991-997, 1999.

FRANZ, J. E. Discovery, development and chemistry of glyphosate. In: GROSSBARD, E.; ATKINSON, D. (Ed.). The herbicide glyphosate. London: Butterworths, 1985. p. 3-17.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L.; DURAN, N.; PERALTAZAMORA P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. *Quím. Nova.* v. 23, p. 504, 2000.

GADD, G. M.(Ed.). *Fungi in bioremediation*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom, 2001.

GALLI, A. J. B.; MONTEZUMA, M. C. Alguns aspectos da utilização do herbicida 39 glifosato na agricultura. ACACOM Gráfica e Editora Ltda, Jan, 2004.

GERRITSE, R. G.; BELTRAN, J.; HERNANDEZ, F. Adsorption os atrazine, simazine and glyphosate in soils of the Gnangara Mound, Western Australia. *Australian Journal of Soils Research*, v. 34, p. 599-607, 1996.

GIESY, J. P.; DOBSON, S.; SOLOMON, K. R. Ecotoxicological risk assessment for roundup herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, New York, v.167, n.1, p.35-120, 2000.

GRUYS, K. J.; SIKORSKI, J. A. Inhibitors of tryptophan, phenylalanine and tyrosine biosynthesis as herbicides. In: SINGH, B. K. *Plant amino acids: biochemistry and biotechnology*. New York: Marcel Dekker, 1999. p. 357-384.

HARTZLER, B. Which glyphosate product is best?. Disponível em: <<http://www.weeds.iastate.edu/mgmt/qtr01-1/glyphosateformulations.htm>>. Acesso em: 05 mar. 2019. Iowa, Estados Unidos. 2006.

HELANDER, M.; SALONIEMI, I.; SAIKKONEN, K. Glyphosate in northern ecosystems. *Trends in plant science*, v. 17, n. 10, p. 569-574, 2012.

HICKAM Z.; REID B. J. Earthworm assisted bioremediation of organic contaminants. *Environment International*, v.34, p.1072-1081, 2008.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Divisão Regional do Brasil em Mesorregiões e Microrregiões Geográficas. Brasília, DF. 2019.

JONGE, H. *et al.* Glyphosate sorption in soils of different pH and phosphorus content. *Soil Science*, v. 166, n. 4, p. 230-238, 2001.

KANISSEY, Ramdas G. Bioavailability of metolachlor and glyphosate in aerobic and anaerobic soils. University of Illinois at Urbana-Champaign, 2014.

KRAEMER, A. F.; MARCHESAN, E.; AVILA, L. A.; MACHADO, S. L. O; GROHS, M. Destino ambiental dos herbicidas do grupo das imidazolinonas. *Planta Daninha*, Viçosa, v.27, n.3, p.629-639, 2009.

LAURA, M.; MATTOS, T. Determinação De Glifosato E Ácido Aminometilfosfônico Em Águas Superficiais Do Arroio Passo Do Pilão Marcelo Dutra Da Silva \* Maria Do Carmo Ruaro Peralba \*\* Maria Laura Turino Mattos \*\*. p. 19– 28, 2003.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGINATO, J. B.. Comportamento de pesticidas no solo - fundamentos In: CURI *et al.* Tópicos em ciência do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 335-400, 2003.

LIU, C.-M. *et al.* Degradation of the herbicide glyphosate by members of the family Rhizobiaceae. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 57, n. 6, p. 1799-1804, 1991.

LOCKE, M. A.; ZABLOTOWICZ, R. M.; REDDY, K. N. Integrating soil conservation practices and glyphosate-resistant crops: impacts on soil. *Pest Management Science*, New York, v.64, n. 4, p.457-469, 2008.

LONDRES, F. Agrotóxicos no Brasil: uma guia para ação em defesa da vida. Assessoria e Serviços e projetos em Agricultura Alternativa. 1<sup>a</sup> Edição. Rio de Janeiro: ASPTA-Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa. 190 p, 2011.

LYMAN, W. J.; REEHL, W. F. & ROSENBLATT, D. H. *Handbook of chemical property estimation methods: Environmental behavior of organic compounds.* New York: McGraw-Hill, Inc., 752 p., 1982.

MANTZAVINOS, D.; PSILLAKIS, E. Enhancement of biodegradability of industrial wastewaters by chemical oxidation pre-treatment. *J. Chem. Technol. Biotechnol*, v. 79 (5), p. 431–454, 2004.

MARGESIN, R.; ZIMMERBAUER, A.; SCHINNER, F. Monitoring of bioremediation by soil biological activities. *Chemosphere*, v. 40, n. 4, p. 339-346, 2000.

MARIANO, Adriano P. Avaliação potencial de biorremediação de solos e de águas subterrâneas contaminadas com óleo diesel. 2006. 162f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2006.

MARIANO, Adriano Pinto *et al.* Laboratory study on the bioremediation of diesel oil contaminated soil from a petrol station. *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 38, n. 2, p. 346-353, 2007.

MARTINI, L.F.D.; CALDAS, S.S.; BOLZAN, .M.; BUNDT, A.C.; PRIMEL, E.G.; AVILA, L.A. Risco de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos recomendados para a cultura do arroz irrigado. *Cienc. Rural*, v. 42, n. 10, Santa Maria, out. 2012.

MARTINKOSKY, L.; BARKLEY J.; SABADELL G.; GOUGH H.; DAVIDSON S. Earthworms (*Eisenia fetida*) demonstrate potential for use in soil bioremediation by increasing the degradation rates of heavy crude oil hydrocarbons. *Science of The Total Environment*, v.580, p.734-743, 2017.

MATTOS JUNIOR, Élison de *et al.* Milheto como fitorremediador do glifosato em latossolo vermelho. UFMT. Rondonópolis, MT. 2019.

METCALF & EDDY, Inc. "Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse". McGraw-Hill International Editions, 3rd ed., New York, 1991.

MILES, C. J., MOYE, H. A. Extraction of glyphosate herbicide from soil and clay minerals and determination of residues in soils. *Journal of the agricultural and food chemistry*, v. 36, p. 486-491, 1988.

MMA: Ministério do Meio Ambiente. Agrotóxicos. [s.l.], [2017]. Home page:<<http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/agrotoxicos>>. Acesso em: 20 abr. 2020.

MONTGOMERY, J. H. Agrochemicals, desk reference. Boca Raton, New York, Lewis Publishers, 2 ed., 656 p., 1997.

MORAES, P.V.D.; ROSSI, P. Comportamento ambiental do glifosato. *Scientia Agraria Paranaensis*, Vol. 9, nº. 3, pp. 22-35, 2010.

MOREIRA, Ícaro Thiago Andrade. Avaliação da eficiência de modelos de remediação aplicados em sedimentos de manguezal impactados por atividades petrolíferas. 2011.

MUTECA, FLL. Biorremediação de Solo Contaminado com Óleo Cru Proveniente de Angola. 2012. 76 f. 2012. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado)–Universidade do Rio de Janeiro.

NUNES, Ramom Rachide. Vermicompostagem como tecnologia aplicada à valorização e reaproveitamento dos resíduos de curtume: um estudo químico e agronômico com vistas à produção orgânica de pimentão em ambiente protegido. 2017. 263 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Química de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

PERES, F. *et al.* Comunicação relacionada ao uso de agrotóxicos em uma região agrícola do Estado do Rio de Janeiro. *Revista de Saúde Pública*, 35(6): 564-70, 2001

PICCOLO, A. *et al.* Adsorption and desorption of glyphosate in some European soils. *Journal of Environmental Science & Health Part B*, v. 29, n. 6, p. 1105-1115, 1994.

PIZZUL, L.; CASTILLO, M. P.; STENSTRÖM, J. Degradation of glyphosate and other pesticides by ligninolytic enzymes. *Biodegradation*, v. 20, n. 6, p. 751, 2009.

PRATA, Fabio. Comportamento do glifosato no solo e deslocamento miscível de atrazina. 2002. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo,

Piracicaba, 2002. doi:10.11606/T.11.2002.tde-05022003-111013. Acesso em: 02 mai. 2020.

QUEIROZ, G. M. P.; SILVA, M. R. da; BIANCO, R. J. F. PINHEIRO, A.; KAUFMANN, V. Transporte de Glifosato pelo Escoamento Superficial e por Lixiviação em um Solo Agrícola. *Química Nova*, Blumenau-SC, v. 34, n. 2, p.190-195, 2011

REGINATTO, Cleomar *et al.* Biorremediação de um solo argiloso contaminado com uma mistura de diesel e biodiesel através da bioventilação. RECEN-Revista Ciências Exatas e Naturais, v. 14, n. 1, p. 43-58, 2012.

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. Guia de herbicidas. 5. ed., Londrina, 2005, 592p

ROSA, Daniela Medeiros da. Adição de vermicomposto na biorremediação de solo contaminado com o herbicida glifosato com vistas à transição agroecológica. UFP. Pelotas-RS, 2017.

ROUSH, Richard; TABASHNIK, Bruce E. (Ed.). *Pesticide resistance in arthropods*. Springer Science & Business Media, 2012.

RUEPPEL, M.L.; BRIGHTHWELL, B.B.; SCHAEFFER, J.; MARVEL, J.T. Metabolism and Degradation of Glyphosate in Soil and Water. *J. Agric. Food Chem.* St. Louis-Missouri, v. 25, n. 3, p. 517-528, 1977.

SANTOS, Humberto Gonçalves *et al.* Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018.

SCHNÜRER, Y.; PERSSON, P.; NILSSON, M.; NORDGREN, A.; GIESLER, R. Effects of surface sorption on microbial degradation of glyphosate. *Environmental science & technology*, v. 40, n. 13, p. 4145-4150, 2006.

SCHROLL, Reiner *et al.* Quantifying the effect of soil moisture on the aerobic microbial mineralization of selected pesticides in different soils. *Environmental science & technology*, v. 40, n. 10, p. 3305-3312, 2006.

SCHUETTE, J. Environmental fate of glyphosate. Sacramento - CA: Department of Pesticide Regulation of California, 13 p., 1998.

SHIFU, C.; YUNZHANG, L. Study on the Photocatalytic Degradation of Glyphosate by TiO<sub>2</sub> Photocatalyst, *Chemosphere*, v. 67, p. 1010–1017, 2007.

SILVA, M. D.; PERALBA, M. C. R; MATTOS, M. L. T. Determinação de glifosato ácido aminometilfosfônico em águas superficiais do arroio passo do pilão. *Pesticidas: R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 13, p. 19-28, jan./dez., 2003.

SINGH, B.K.; WALKER, A.; MORGAN, J.A.W.; AND WRIGHT, D.J. Biodegradation of chlorpyrifos by *Enterobacter* strain B-14 and its use in

bioremediation of contaminated soils. *Appl. Environ. Microbiol.*, v.70, p. 4855–4863, 2004.

SOUZA, M. A. de. Risco de contaminação da água por glifosato: Validação do modelo A.R.C.A. em uma lavoura de soja no entorno do Distrito Federal. 2014. (Tese de doutorado em Engenharia Florestal), Publicação PPGEFL. TD – 38/2014 Programa e Pós-graduação em Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, 2014.

SPADOTTO, C.A. Comportamento de pesticidas em solos brasileiros. *Boletim Informativo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 19-22, 2002

THONGPRAK AISANG, Siriporn *et al.* Glyphosate induces human breast cancer cells growth via estrogen receptors. *Food and Chemical Toxicology*, v. 59, p. 129-136, 2013.

TOMITA, R.Y.; BEYRUTH, Z. Toxicologia de agrotóxicos em ambiente aquático. *O Biológico*, São Paulo, v.64, n.2, p.135-142, jul./dez., 2002.

TONI, Luís R.M.; SANTANA, Henrique de; ZAIA, Dimas A.M. Adsorção de glifosato sobre solos e minerais. *Química Nova*, v. 29, n. 4, p. 829-833, 2006.

TYAGI, M.; FONSECA, M. M. R.; CARVALHO, C. C. C. R. Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. *Biodegradation*, v. 22, n. 2, p. 231-241, 2011.

USDA-ARS. U. S. Department of Agriculture – Agricultural Research Service. The ARS Pesticide Properties Database. May, 1995. Disponível em: <<https://www.ars.usda.gov/northeast-area/beltsville-md-barc/beltsville-agricultural-research-center/adaptive-cropping-systems-laboratory/docs/ppd/pesticide-list/>> Acesso em: 16. nov. 2020.

USEPA. Environmental Protection Agency. Disponível em <<https://archive.epa.gov/water/archive/web/pdf/archived-technical-fact-sheet-on-glyphosate.pdf>>. Acesso em: 16. nov. 2020.

VAZQUEZ, M. A.; MATORANO, E.; ETCHEGOYEN, A.; DIFILIPPO, F. S.; MACLEAN, B. Association between Cancer and Environmental Exposure to Glyphosate. *International Journal of Clinical Medicine*, v. 8, n. 02, p. 73, 2017.

VEIGA, José Eli. Problemas da transição à agricultura sustentável. *Estudos Econômicos* (São Paulo), v. 24, n. Especial, p. 9-29, 1994.

VITALI, V. M. V., MACHADO, K. M. G., ANDREA, M. M., BONONI, V. L. R. 2006. Screening mitosporic fungi for organochlorides degradation. *Brazilian Journal of Microbiology*

WEBER, Bruna Daniela; SANTOS, Antenor Aguiar. Utilização da biorremediação como ferramenta para o controle da degradação ambiental

causada pelo petróleo e seus derivados. Engenharia Ambiental (Online)-Espírito Santo do Pinhal, v. 10, n. 1, p. 114-133, 2013.

WHO: World Health Organization. Glyphosate: Environmental Health Criteria 159. Genebra,1994. Home page: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc159.htm>>. Acesso em: 02 mai. 2020.

WILLIAMS, G. M.; KROES, R.; MUNRO, I. C. Safety evaluation and risk assessment of the herbicide roundup and its active ingredient, glyphosate, for humans. *Regul. Roxicol. Pharmacol.* .31, p. 117, 2000.

YAKUBU, M. Bello. Biological approach to oil spills remediation in the soil. African Journal of Biotechnology, v. 6, n. 24, 2007.

YOUNG, J. K.; ULRICH, P. Advanced Environmental Monitoring. Dordrecht, Netherlands, 1st ed. Softcover of orig. ed. 2008.

ZHAO, H. Y.; TAO, K.; ZHU, J. Y.; LIU, S. N.; GAO, H.; ZHOU, X. G. Bioremediation potential of glyphosate-degrading *Pseudomonas* spp. strains isolated from contaminated soil. *The Journal of General and Applied Microbiology*, v. 61, n. 5, p. 165-170, 2015.