



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS E FLORESTAIS
CURSO DE AGRONOMIA

BIANCA PIETRA SANTOS DINIZ

**TÍTULO: SELEÇÃO DE ISOLADOS MICROBIANOS COM POTENCIAL PARA
DEGRADAÇÃO DE DIURON E SULFENTRAZONE NO SOLO**

MOSSORÓ

2025

BIANCA PIETRA SANTOS DINIZ

**TÍTULO: SELEÇÃO DE ISOLADOS MICROBIANOS COM POTENCIAL PARA
DEGRADAÇÃO DE DIURON E SULFENTRAZONE NO SOLO**

Monografia apresentada a Universidade Federal Rural do Semiárido como requisito para obtenção do título de Bacharel em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Valadão Silva

MOSSORÓ

2025

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

D585s Diniz, Bianca Pietra Santos.
 Seleção de isolados microbianos com potencial
 para degradação de Diuron e Sulfentrazone no solo
 / Bianca Pietra Santos Diniz. - 2025.
 46 f. : il.

 Orientador: Daniel Valadão Silva.
 Monografia (graduação) - Universidade Federal
 Rural do Semi-árido, Curso de Agronomia, 2025.

 1. Biorremediação. 2. Microrganismos do solo.
 3. Diuron. 4. Sulfentrazone. 5. Herbicidas. I.
 Silva, Daniel Valadão, orient. II. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade
com AACR2 e os dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência
Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva
CRB: 15/120

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

BIANCA PIETRA SANTOS DINIZ

**TÍTULO: SELEÇÃO DE ISOLADOS MICROBIANOS COM POTENCIAL PARA
DEGRADAÇÃO DE DIURON E SULFENTRAZONE NO SOLO**

Monografia apresentada a Universidade Federal Rural do Semiárido como requisito para obtenção do título de Bacharel em Agronomia.

Defendida em: 29/07/2025

BANCA EXAMINADORA

Prof. Daniel Valadão Silva (UFERSA)
Presidente

Msc. Kadidja Ianne do Vale Almeida (UERN)
Membro Examinador

Msc. Victória Késsia Silva Araújo (UFERSA)
Membro Examinador

Ao meu tio (In Memoriam).
Juarez Albino

A minha mãe e avó
Antônia Jubeneide dos Santos, Maria de Deus Freire

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, que me escolheu para vir ao mundo e que sempre esteve ao meu lado como minha maior fonte de luz, guiando-me por caminhos melhores. Deus é meu melhor amigo, em sua grandiosidade criou todas as coisas e, ainda assim, cuida de mim com amor, protegendo-me de todo mal, concedendo-me saúde, disciplina e força para seguir.

À minha família, meu alicerce, expresso minha eterna gratidão. Em especial à minha mãe, Antônia Jubeneide dos Santos, que sempre fez e faz de tudo por mim, garantindo que nunca me falte nada. Obrigada por todo o amor, carinho e dedicação incondicional.

Ao meu irmão, Paulo Henrique, meu eterno caçula, companheiro de todos os momentos bons ou difíceis, que sempre me acalma e está presente quando mais preciso.

À minha avó materna, Maria de Deus, por seu amor generoso e por ser uma inspiração em minha vida, especialmente na área profissional. Foi ela quem, desde cedo, me apresentou à agricultura e me ensinou a valorizar os estudos, mesmo tendo precisado abandoná-los muito jovem para trabalhar na roça. Seu exemplo sempre será parte da minha trajetória.

Agradeço especialmente ao meu orientador, Prof. Dr. Daniel Valadão, por confiar em minha capacidade, por me incentivar constantemente ao crescimento acadêmico e por abrir portas que enriqueceram minha jornada universitária.

Aos meus professores, desde o ensino fundamental até a graduação, que sempre me motivaram a acreditar em mim mesma em especial, Martins Jr., Paulo Gutemberg, Jeane Portela, Daniela Leite e Nildo Dias, meu sincero reconhecimento e carinho.

À UFERSA, por todas as oportunidades proporcionadas e por dispor de uma estrutura acadêmica que foi essencial para o desenvolvimento da minha formação.

Ao grupo NOMATO, com destaque para Paulo Sérgio e Bruno Chaves. Aos colegas de laboratório: Caio, Kadidja e Victória. Ao grupo de pesquisa do Laboratório de Microbiologia e Fitopatologia: Tatianne, Jarlan, Louise e Ana Paula. Agradeço também ao CNPq, pelo apoio financeiro por meio da bolsa de Iniciação Científica, que foi de grande importância ao longo dessa caminhada.

Aos meus amigos, que tornaram essa jornada mais leve e especial: Maria Luiza, Shara Mesquita, Kainara Suzana, Ellen Yasmin, Hildo Cipriano, Sidney Alves, Jefferson de Paiva, Rislayne Ingrid, Jonatas Teobaldo, Clara Araújo, Sabryna Fontele e Ramon Melo, Laianny Vitória

E a todos os que, direta ou indiretamente, contribuíram para minha trajetória: meu muito obrigada!

Sonhos não são desejos, desejos são intenções superficiais, enquanto sonhos são projetos de vida.

Augusto Cury

RESUMO

O uso intensivo de herbicidas na agricultura, como o diuron e o sulfentrazone, tem provocado preocupações relacionadas à contaminação ambiental, especialmente do solo. Nesse contexto, a biorremediação surge como uma alternativa sustentável, por meio da utilização de microrganismos capazes de degradar esses compostos. Este estudo teve como objetivo selecionar isolados microbianos do solo com potencial para degradar os herbicidas diuron e sulfentrazone. As amostras de solo foram coletadas em áreas com histórico de aplicação desses herbicidas, e os microrganismos foram isolados em meio seletivo contendo o herbicida Stone (mistura de sulfentrazone e diuron). Foram obtidos 43 isolados, dos quais 10 demonstraram tolerância à menor concentração do herbicida (C1) e foram selecionados para ensaios *in vitro* de degradação. As amostras foram incubadas em meio líquido contendo cada herbicida isoladamente e analisadas por cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) em diferentes intervalos de tempo. Os dados foram ajustados aos modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO), avaliados pelo coeficiente de determinação (R^2) e pelo Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc). Os isolados 3, 19 e 36 apresentaram as maiores taxas de degradação, superando o controle, especialmente para o diuron. Para a caracterização preliminar dos isolados, foram realizados testes bioquímicos (TSI, SIM, citrato, lisina) e coloração de Gram. A análise de agrupamento hierárquico possibilitou identificar os grupos com maior potencial biorremediador. Os resultados indicam que esses microrganismos apresentam capacidade metabólica significativa para degradar os herbicidas estudados, evidenciando seu potencial para aplicação em estratégias de biorremediação de solos contaminados. Recomenda-se o prosseguimento das pesquisas para identificação molecular dos isolados e investigação das vias enzimáticas envolvidas no processo degradativo.

Palavras-chave: Biorremediação, Microrganismos do solo, Diuron, Sulfentrazone, Herbicidas.

ABSTRACT

The intensive use of herbicides in agriculture, such as diuron and sulfentrazone, has raised concerns about environmental contamination, particularly of the soil. In this context, bioremediation emerges as a sustainable alternative by utilizing microorganisms capable of degrading these compounds. This study aimed to select soil microbial isolates with potential for degrading the herbicides diuron and sulfentrazone. Soil samples were collected from areas with a history of herbicide application, and microorganisms were isolated in a selective medium containing the herbicide Stone (a mixture of sulfentrazone and diuron). A total of 43 isolates were obtained, of which 10 showed tolerance to the lowest herbicide concentration (C1) and were selected for in vitro degradation assays. The samples were incubated in liquid medium containing each herbicide individually and analyzed by high-performance liquid chromatography (HPLC) at different time intervals. The data were fitted to pseudo-first-order (PFO) and pseudo-second-order (PSO) kinetic models, evaluated by the coefficient of determination (R^2) and the corrected Akaike Information Criterion (AICc). Isolates 3, 19, and 36 exhibited the highest degradation rates, outperforming the control, especially for diuron. For preliminary characterization, biochemical tests (TSI, SIM, citrate, lysine) and Gram staining were performed on the isolates. Hierarchical cluster analysis helped identify groups with greater bioremediation potential. The results indicate that these microorganisms possess significant metabolic capacity to degrade the studied herbicides, highlighting their potential for application in bioremediation strategies for contaminated soils. Further research is recommended for molecular identification of the isolates and investigation of the enzymatic pathways involved in the degradation process.

Keywords: Bioremediation, Soil Microorganisms, Diuron, Sulfentrazone, Herbicides.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	–	Colonização dos microrganismos em meio NA.....	26
Figura 2	–	Cinética de degradação do diuron e sulfentrazone <i>in vitro</i> pelos 10 isolados.....	28
Figura 3	–	Parâmetros dos modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) obtidos a partir dos dados de degradação do diuron e sulfentrazone no solo.....	32
Figura 4	–	Gráfico da concentração final concentração após 11 dias.....	33
Figura 5	–	Porcentagem de degradação do diuron e sulfentrazone em relação a concentração inicial aplicada aos meios contendo isolados bacterianos e no controle após 11 dias. Barras indicam o erro padrão das médias. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças entre as médias pelo teste Scott-knott ao p-valor < 0,05.....	35
Figura 6	–	Dendrograma gerado pela análise de agrupamento utilizando o método de Ward, considerando as variáveis de remoção, taxa de degradação e constante cinética do diuron. Os isolados foram agrupados de acordo com a similaridade entre os parâmetros avaliados, permitindo a identificação dos grupos com maior potencial biorremediador.....	36
Figura 7	–	Dendrograma gerado pela análise de agrupamento (método de Ward) com dados de remoção, taxa e constante de degradação do herbicida sulfentrazone, destacando os isolados com maior potencial biorremediador.....	37
Figura 8	–	Resultado do teste bioquímico de Gram.....	40
Figura 9	–	Resultados dos testes bioquímicos Citrato (CIT); Motilidade (SIM); Descarboxilação da Lisina (LIA); Fermentação de açúcares (TSI).....	40

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	–	Parâmetros cromatográficos e de espectrometria de massas otimizados.	24
Tabela 2	–	Parâmetros dos modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo- segunda ordem (PSO) obtidos a partir dos dados de degradação do diuron e sulfentrazone no solo.....	30
Tabela 3	–	Resultados das análises bioquímicas e da coloração de Gram dos isolados bacterianos.....	38

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AICc	Critério de Informação de Akaike Corrigido
BHI	Brain Heart Infusion Broth
BOD	Biochemical Oxygen Demand
K	Constante da taxa de declínio
Lia	Lisina
NA	Nutriente Ágar
Ph	Potencial hidrogeniônico
PPO	Pseudo Primeira Ordem
PSO	Pseudo Segunda Ordem
R ²	Coeficiente de Determinação
SIM	Sulfeto Indol Motilidade
TSI	Triple Sugar Iron
UHPLC	Cromatografia Líquida de Ultra Eficiência (Ultra High Performance Liquid Chromatography)

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Graus Celsius
cm	Centímetro
CaCl ₂	Cloreto de cálcio
dm ³	Decímetro cúbico
g	Grama
K _{ow}	Coeficiente de partição octanol-água
mg L ⁻¹	Miligramma por litro
µL	Microlitros
mL	Mililitro
ppm	Partes por milhão
®	Marca registrada
%	Porcentagem

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1 HERBICIDAS.....	16
2.1.1 DIURON	17
2.1.2 SULFENTRAZONE	18
2.2 ASSOCIAÇÃO DE HERBICIDAS	20
2.3 COMPORTAMENTO DO HERBICIDA NO AMBIENTE	20
2.4 BIODEGRADAÇÃO	21
2.5 BIORREMEDIAÇÃO	21
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1 Coleta de solo.....	22
3.2 Isolamento dos microrganismos do solo e seleção de microrganismos tolerantes ao Stone	22
3.3 Capacidade de degradação do herbicida por meio dos isolados <i>in vitro</i>	23
3.4 Caracterização bioquímica e coloração de Gram dos isolados	24
3.5 Condições Cromatográficas e de Espectrometria de Massa.....	24
3.6 Análise estatística	24
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	25
4.1 Isolamento dos microrganismos do solo e seleção de microrganismos tolerantes aos herbicidas.....	25
4.2 Capacidade de degradação dos herbicidas <i>in vitro</i>	27
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	41
6 REFERÊNCIAS	41

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda por alimentos, impulsionada pelo aumento populacional global, tem intensificado o uso de herbicidas na agricultura, especialmente como ferramenta para o controle eficaz de plantas daninhas. Esses insumos são aliados na manutenção da produtividade agrícola, ao evitar a competição das invasoras com as culturas de interesse. No entanto, o uso intensivo e, por vezes, inadequado desses compostos tem levantado preocupações quanto aos seus impactos ambientais, incluindo a contaminação do solo e da água, além da persistência de resíduos que podem afetar organismos não-alvo e a saúde humana (Parven *et al.*, 2025).

Nesse contexto, os herbicidas se consolidam como uma das principais ferramentas de manejo químico adotadas em diversas culturas, principalmente devido à relação favorável entre custo e eficácia que oferecem aos produtores. Contudo, o uso inadequado ou intensivo desses compostos pode desencadear efeitos ambientais e ecológicos significativos, como a contaminação de corpos d'água, a toxicidade para organismos não-alvo e a persistência no ambiente. No solo, a aplicação contínua e em excesso tende a comprometer a biodiversidade microbiana, afetando diretamente a abundância e diversidade de microrganismos essenciais, e, consequentemente, prejudicando processos biogeoquímicos como o ciclo do nitrogênio e do carbono (Galon *et al.*, 2012).

Dentre os diversos herbicidas utilizados no país, destaca-se o sulfentrazone, amplamente empregado no manejo de plantas daninhas em culturas como soja, cana-de-açúcar, café e eucalipto. Aplicado em pré-emergência, esse composto pertence à classe das triazolinonas e atua inibindo a enzima protoporfirinogênio oxidase (PROTOX), essencial para a biossíntese de clorofila e heme nas plantas. Sua persistência no ambiente, com meia-vida variando de 110 a 280 dias, está diretamente relacionada às condições edafoclimáticas, sendo sua degradação inicial fortemente dependente da atividade microbiana no solo (Cheung; Irwin, 2019).

Outro herbicida de destaque é o diuron, que também apresenta amplo uso na agricultura e elevada frequência de detecção no ambiente. Estudos demonstram que sua presença em solos e sedimentos pode causar a redução da diversidade microbiana, com impacto direto nas comunidades bacterianas. Trata-se de um composto de natureza não ionizável, relativamente persistente, com tempo de meia-vida entre 90 e 180 dias, cuja principal rota de degradação é microbiana, reforçando a importância dos microrganismos na sua decomposição (Duc *et al.*, 2022).

Diante da persistência desses compostos no ambiente e de seus diversos impactos negativos, cresce o interesse por alternativas sustentáveis de remediação. Além da alteração na microbiota do solo, os herbicidas podem causar contaminação de recursos hídricos por lixiviação e escoamento, bioacumulação em organismos, efeitos tóxicos em espécies não-alvo e até contribuir para a seleção de plantas daninhas resistentes. Nesse cenário, a biorremediação desponta como uma tecnologia promissora, pois consiste no uso de organismos capazes de transformar ou degradar poluentes, convertendo-os em substâncias menos tóxicas ou inofensivas. Microrganismos como bactérias e fungos desempenham papel central nesse processo, utilizando os contaminantes como fontes de energia e nutrientes. Recentemente, até mesmo algumas espécies vegetais passaram a ser exploradas como aliadas nesse tipo de intervenção ambiental (Francisco; Queiroz, 2018)

Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo principal selecionar isolados microbianos com capacidade de degradar os herbicidas diuron e sulfentrazone em solos contaminados. A identificação desses microrganismos pode contribuir com estratégias sustentáveis para a descontaminação de áreas agrícolas, especialmente frente aos prejuízos ambientais associados ao uso recorrente desses compostos e à consequente redução da biodiversidade microbiana.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 HERBICIDAS

As plantas daninhas e mudanças ambientais podem causar perdas de até 28% na produtividade das culturas agrícolas, representando uma das principais ameaças à segurança alimentar global (Vilà *et al.*, 2021) No Brasil, entre 2010 e 2020 o país vendeu 157,512 e 329,697 toneladas de ingredientes ativos de herbicidas, respectivamente, com estes dados, houve então um certo aumento de 128,1% na questão de vendas em 11 anos. (Procópio *et al.*, 2024)

Esse cenário evidencia o papel central dos herbicidas como estratégia de manejo químico, especialmente diante da redução da mão de obra no campo causada pelo êxodo rural e pela crescente urbanização. Em nações industrializadas, o uso intensivo desses produtos já é consolidado, enquanto em países em desenvolvimento, como o Brasil, a substituição da capina manual por métodos químicos tem se tornado cada vez mais frequente. (A. Matos *et al.*, 2020) Os herbicidas são compostos químicos que, quando aplicados em dosagens apropriadas,

promovem o controle de plantas indesejáveis sem causar danos à lavoura. Contudo, seu uso deve ser criterioso e bem planejado, a fim de evitar a seleção de espécies vegetais resistentes ou a degradação ambiental, como a contaminação do solo, dos recursos hídricos ou da atmosfera. (CORREIA, 2021).

A intensificação do uso de agrotóxicos acompanha o avanço do setor agrícola no Brasil, refletido no expressivo crescimento da colheita de grãos, que passou de 149 milhões de toneladas em 2010 para 238 milhões em 2017. Para o ano de 2025, a Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) estima uma safra recorde de mais de 325 milhões de toneladas de grãos, demonstrando a contínua expansão da produção agrícola no país (CONAB, 2025). Esse cenário também está atrelado à ampliação das áreas destinadas à monocultura, um modelo produtivo que compromete a estabilidade dos ecossistemas e reduz a diversidade biológica, criando condições propícias ao surgimento e à proliferação de pragas e enfermidades (Souza *et al.*, 2023).

2.1.1 DIURON

O diuron é um dos herbicidas mais utilizados na agricultura brasileira devido à sua comprovada eficiência agronômica no controle de plantas daninhas em culturas de grande importância econômica, como café, cana-de-açúcar e citrus (Alba; Esmeralda; Jaime, 2022). Seu uso recorrente no campo contribuiu para que esse composto se tornasse um dos pesticidas mais estudados nas últimas décadas, sobretudo quanto ao seu comportamento ambiental e toxicidade (Asgari; Abdipour; Shadjou, 2023). Quimicamente, o diuron (N'-(3,4-diclorofenil)-N,N-dimetiluréia) é um herbicida de ação sistêmica pertencente ao grupo das uréias substituídas, cuja principal forma de atuação se dá por meio da inibição do fotossistema II. Esse mecanismo o torna eficaz no controle de uma ampla variedade de plantas daninhas, incluindo espécies de folhas largas e gramíneas, sendo aplicado tanto em pré quanto em pós-emergência.

No cenário brasileiro, o diuron destaca-se entre os herbicidas mais utilizados, ocupando a 12ª posição entre os mais comercializados no país. Apesar de sua relevância no manejo de plantas daninhas, preocupações vêm sendo levantadas sobre os impactos ambientais e toxicológicos associados ao seu uso. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) o classifica como “possivelmente cancerígeno para seres humanos”, o que reforça a necessidade de estudos sobre sua persistência e mobilidade no ambiente (Viana *et al.*, 2020)

As propriedades físico-químicas do diuron estão diretamente ligadas ao seu comportamento no solo e ao seu potencial de contaminação ambiental. Trata-se de um

composto de baixa solubilidade em água ($S_w = 35,6 \text{ mg L}^{-1}$ a 20°C), ligeiramente volátil, com persistência intermediária (meia-vida – $DT_{50} = 89$ dias), e apresenta pouca mobilidade vertical devido ao seu coeficiente de partição octanol-água ($K_{ow} = 589$) e ao coeficiente de adsorção de Freundlich ($K_f = 17,95 \text{ } \mu\text{mol}^{(1-1/n)} \text{ L}^{(1/n)} \text{ kg}^{-1}$) (Pareja; Palladino, 2024). Tais características indicam que o composto tende a permanecer nas camadas superficiais do solo, especialmente em ambientes com alto teor de matéria orgânica e textura argilosa.

Nesse contexto, diversos estudos apontam que a lixiviação do diuron é altamente dependente das condições edafoclimáticas, sendo influenciada pelo tipo de solo e pelo regime de chuvas. Solos com maior conteúdo de matéria orgânica favorecem a retenção do herbicida nas camadas superiores (0–5 cm), limitando sua mobilidade vertical. Por outro lado, chuvas intensas podem intensificar o transporte do composto no perfil do solo, elevando o risco de contaminação de águas subterrâneas e superficiais. (A. Matos *et al.*, 2020)

Como consequência dessa mobilidade potencial e de sua baixa taxa de degradação natural, o diuron é frequentemente classificado como contaminante hídrico. Ele tem sido detectado em diferentes ambientes aquáticos, principalmente devido ao escoamento superficial após aplicações em áreas agrícolas (Franco *et al.*, 2024). Além de representar risco à qualidade da água, sua presença em corpos hídricos levanta preocupações ecológicas, já que o herbicida apresenta alta toxicidade para organismos não-alvo, podendo causar efeitos adversos em níveis celular e subcelular, comprometendo o equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos (DEHNAVI, 2024).

2.1.2 SULFENTRAZONE

O herbicida sulfentrazone é um herbicida pré-emergente, seletivo condicional, de ação sistêmica, pertence à classe das aril triazolinonas e tem se destacado pela alta eficácia no controle de diversas gramíneas daninhas, desempenhando papel fundamental no manejo dessas plantas competidoras. Entre as espécies controladas, ressalta-se o capim-pé-de-galinha (*Eleusine indica*), para o qual o produto atinge até 100% de eficácia, tanto quando utilizado isoladamente quanto em associação com outros herbicidas. (Begitschke *et al.*, 2025)

Essa eficiência, no entanto, está relacionada à sua elevada persistência no solo, característica que lhe confere uma meia-vida prolongada variando de 121 dias em solos arenosos até 302 dias em solos argilosos. Embora essa durabilidade aumente sua eficácia no controle residual, ela também eleva o risco de contaminação de corpos d'água e pode impactar

negativamente a diversidade microbiana do solo, especialmente em casos de uso repetitivo (Langaro *et al.*, 2020).

O sulfentrazone atua em pré-emergência, por meio da inibição da enzima protoporfirinogênio oxidase (PROTOX), o que desencadeia a produção de espécies reativas de oxigênio que causam danos celulares. Esse modo de ação tem ampliado seu uso em regiões agrícolas em expansão, como áreas de várzea destinadas ao cultivo de soja, áreas de cerrado voltadas à produção de soja e cana-de-açúcar, além de plantios de eucalipto (Gehrke; Camargo; Avila, 2020).

Diante do avanço da resistência de espécies daninhas ao glyphosate, a combinação do sulfentrazone com outros herbicidas tem se mostrado uma alternativa eficaz de manejo, especialmente no controle de *Amaranthus spp.* na cultura da soja. Essa estratégia integrada amplia o espectro de controle e ajuda a retardar a seleção de novas resistências (Faustino *et al.*, 2015).

Quimicamente, o sulfentrazone caracteriza-se como um ácido fraco (pKa 6,56), com baixo coeficiente de partição octanol/água (Kow de 9,8 em pH 7) e solubilidade em água que aumenta com o pH: 110 mg L⁻¹ em pH 6, 780 mg L⁻¹ em pH 7 e 1.600 mg L⁻¹ em pH 7,5, a 25 °C. Esses fatores influenciam diretamente sua mobilidade e persistência no ambiente (A. Matos *et al.*, 2020).

Além disso, exibe baixa afinidade de adsorção, com coeficiente de distribuição (Kd) inferior a 1,0 mL g⁻¹ e coeficiente de partição orgânico-carbono (Koc) de 43 mL g⁻¹. Por esses motivos, o herbicida é considerado altamente propenso à lixiviação, com elevado risco de contaminação dos lençóis freáticos (Paszko *et al.*, 2015).

Apesar de ser considerado um produto de baixa volatilidade, sua eliminação no ambiente depende majoritariamente da degradação microbiana. Contudo, em ambientes aquáticos, sua decomposição ocorre de forma mais lenta, o que eleva os riscos ambientais associados à sua presença prolongada. (Teixeira *et al.*, 2017). A absorção do sulfentrazone ocorre pelas raízes, e embora sua translocação via floema seja limitada, ele atua de forma eficaz nas espécies sensíveis, provocando desestabilização das membranas celulares e resultando na rápida dessecação das folhas após a emergência. (Universidade Federal da Fronteira Sul *et al.*, 2019).

2.2 ASSOCIAÇÃO DE HERBICIDAS

A combinação entre sulfentrazone e diuron fundamenta-se principalmente no uso conjunto desses compostos herbicidas para um manejo eficiente de plantas daninhas, além de apresentar a possibilidade de efeitos residuais em cultivos posteriores. Tal associação é amplamente reconhecida pela sua alta performance no controle de espécies invasoras em plantações de cana-de-açúcar e soja, embora apresente também certas limitações, como os impactos do carryover, que podem comprometer o desenvolvimento de culturas cultivadas em sistema de rotação. (Andrade, 2021)

A associação de defensivos agrícolas atende a diversos propósitos, como o controle conjunto de pragas e plantas daninhas, diminuição das doses aplicadas, elevação da eficiência no manejo e prevenção do surgimento de resistência aos agroquímicos. Além disso, essa estratégia pode otimizar custos operacionais e ampliar o espectro de ação dos ingredientes ativos utilizados (Vidal *et al.*, 2016).

No entanto, do ponto de vista ambiental, essas combinações podem alterar significativamente o comportamento dos compostos no ambiente. A combinação de sulfentrazone com diuron pode intensificar a persistência ambiental, a mobilidade e, conseqüentemente, potenciais efeitos tóxicos em organismos não-alvo, tornando-se um tema crítico para estudos voltados à degradação e biorremediação desses compostos. (MATOS, A *et al.*, 2020) .

2.3 COMPORTAMENTO DO HERBICIDA NO AMBIENTE

O uso frequente de herbicidas tem resultado na poluição de solos e corpos d'água, trazendo prejuízos tanto ao meio ambiente quanto à saúde humana. A persistência desses compostos no ambiente depende de fatores como o pH, a concentração aplicada e o tipo de adsorvente presente no meio. (Li *et al.*, 2023).

Essa preocupação ambiental se justifica pelo comportamento complexo dos herbicidas no ambiente, que é governado por três processos interligados: transporte, retenção e transformação. O transporte envolve mecanismos como volatilização, deriva, lixiviação e escoamento superficial, que movimentam o herbicida entre diferentes compartimentos do ecossistema, muitas vezes sem a perda de sua toxicidade. Isso favorece sua acumulação em culturas sensíveis, na atmosfera ou em corpos d'água. Já a retenção se dá por meio da absorção por plantas e microrganismos ou da sorção ao solo, influenciando diretamente no destino dos herbicidas e em seus potenciais efeitos ambientais. (CORREIA, 2018).

Por fim, a transformação dos herbicidas compreende mecanismos abióticos, como degradação química, fotoquímica e hidrólise, e bióticos, como a degradação realizada por microrganismos presentes no solo. Essa última, conhecida como degradação biológica, representa um dos principais processos naturais de destoxificação de compostos xenobióticos e será abordada com maior profundidade nas seções seguintes, dada sua relevância ambiental e agrônoma (Chand *et al.*, 2022).

2.4 BIODERADADAÇÃO

Biodegradação é um processo natural no qual microrganismos presentes no ambiente, como bactérias e fungos, utilizam compostos orgânicos complexos incluindo pesticidas como fonte de carbono e energia. Essa degradação ocorre por meio da ação de enzimas específicas, que catalisam reações como oxidação, redução, hidrólise e descloração, resultando na transformação dos xenobióticos em moléculas mais simples e, em muitos casos, menos tóxicas. O processo pode culminar na mineralização, ou seja, na conversão completa do contaminante em dióxido de carbono, água e biomassa microbiana. Considerando a importância da biodegradação como mecanismo de autodepuração ambiental, estratégias como a biorremediação têm sido desenvolvidas para maximizar e acelerar esse fenômeno. A biorremediação consiste na aplicação controlada de microrganismos degradadores ou de suas enzimas em ambientes contaminados, promovendo a degradação de compostos clorados e aromáticos de forma mais eficiente e direcionada (Singh; Ward, 2004).

O estudo mostrou que as bactérias do gênero *Bacillus* foram mais eficazes na redução dos resíduos deixados pela mistura de sulfentrazona e diuron, especialmente quando comparadas ao uso isolado de fungos ou à combinação de fungos com *Bacillus*. (Helvig *et al.*, 2025). A biorremediação se mostrou uma opção promissora para amenizar os impactos causados por esses herbicidas no solo. No entanto, ainda são necessários mais testes em diferentes condições para entender melhor como aplicar essa técnica de forma mais ampla.

2.5 BIORREMEDIAÇÃO

A biorremediação é uma técnica sustentável e economicamente viável que utiliza microrganismos, como bactérias e fungos, para degradar poluentes orgânicos presentes no ambiente. Esses organismos empregam os contaminantes como fonte de carbono e energia, promovendo sua transformação em compostos menos tóxicos ou até inofensivos. Por ser um

método biológico eficiente e aplicável em larga escala, a biorremediação tem se destacado como uma alternativa promissora para a recuperação de áreas contaminadas (Elahi *et al.*, 2022).

A biorremediação é uma alternativa sustentável e econômica que utiliza microrganismos, como bactérias e fungos, para transformar poluentes tóxicos em compostos inofensivos. Esses organismos usam os contaminantes como fonte de carbono. No entanto, nem todos possuem as enzimas necessárias para degradar substâncias sintéticas criadas pelo homem. A eficácia do processo aumenta quando a estrutura química do xenobiótico se assemelha à de compostos naturais. Isso aumenta a probabilidade de que o processo de biorremediação tenha maior perspectiva de êxito (Francisco; Queiroz, 2018).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Coleta de solo

Os experimentos foram realizados nos laboratórios de microbiologia, fitopatologia e manejo de plantas daninhas da Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), campus Mossoró-RN. As amostras de solo foram coletadas na Fazenda Muriaé, localizada em Natal-RN, em uma área com histórico de aplicação contínua do herbicida comercial Stone®. Foram retiradas 20 amostras em pontos distribuídos aleatoriamente na área, a uma profundidade de 10 cm. O solo foi acondicionado em caixas térmicas e transportado ao laboratório, onde foi destinado às análises microbiológicas, visando a detecção de microrganismos com potencial para degradação dos princípios ativos do herbicida.

3.2 Isolamento dos microrganismos do solo e seleção de microrganismos tolerantes ao Stone

As amostras de solo foram inicialmente unificadas e homogeneizadas para formar uma amostra composta. Em seguida, 1 g dessa amostra foi diluído em 9 mL de água destilada e esterilizada em tubo Falcon, sendo agitado em vórtex por 1 minuto. Realizou-se uma série de diluições seriadas a partir dessa solução, e então obtiveram as diluições 10^{-3} e 10^{-4} (Tortora *et al.*, 2024).

Alíquotas de 100 μ L dessas diluições foram semeadas em placas de Petri com meio Nutriente Ágar (NA), utilizando alça de Drigalski para garantir dispersão uniforme. As placas foram incubadas em estufa BOD a 30 ± 2 °C por 48 horas. Após esse período, as colônias bacterianas foram repicadas em novas placas contendo meio NA suplementado com Stone nas concentrações C1 (250 ppm de sulfentrazone e 500 ppm de diuron) e C2 (1000 ppm de sulfentrazone e 2000 ppm de diuron). Essas concentrações representam, respectivamente, aproximadamente 11 e 45 vezes a dose recomendada para aplicação em campo.

Após incubação nas mesmas condições, foram selecionadas as colônias que apresentaram crescimento nas duas concentrações para isolamento em culturas puras, utilizando a técnica de esgotamento de inóculo. Os isolados selecionados foram preservados em tubos Eppendorf com caldo BHI acrescido de 20% de glicerol e armazenados a $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$, assegurando sua viabilidade para etapas posteriores.

A escolha das concentrações baseou-se nas recomendações da bula do produto Stone®, considerando aplicação de 5 L ha^{-1} , o que corresponde a 875 g ha^{-1} de sulfentrazone e 1750 g ha^{-1} de diuron. Dada a área da placa de Petri ($0,00785\text{ m}^2$) e o volume médio de 25 mL de meio de cultura, as concentrações reais aplicadas foram estimadas em 22 ppm para o sulfentrazone e 44 ppm para o diuron.

3.3 Capacidade de degradação do herbicida por meio dos isolados *in vitro*

Dez isolados bacterianos foram selecionados com base na tolerância aos herbicidas: 3, 4, 18, 19, 31, 34, 36, 39, 41 e 42. Esses isolados foram avaliados quanto à capacidade de degradar os compostos presentes na formulação Stone®. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC), onde cada tratamento consistia na inoculação de um isolado em meio líquido contendo sulfentrazone (22 ppm) e diuron (44 ppm), além de um controle sem microrganismo. Antes da inoculação, os isolados foram repicados em placas de NA e incubados por 48 horas em estufa BOD ($30 \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$). As colônias formadas foram raspadas com auxílio de bisturi estéril e suspensas em 9 mL de água destilada estéril. A suspensão foi homogeneizada em vórtex por 1 minuto. A densidade óptica (DO) das suspensões foi medida a 600 nm , sendo padronizada para $0,8$, garantindo uniformidade na concentração dos inóculos. Cada Erlenmeyer (250 mL) recebeu 70 mL de meio líquido contendo NaCl, extrato de carne, extrato de levedura e peptona, além de 10 mL da solução contendo os herbicidas. Em seguida, foi adicionado $100\text{ }\mu\text{L}$ da suspensão bacteriana. As culturas foram mantidas em incubação ($30 \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$) e amostras foram retiradas nos dias 1, 2, 3, 5, 7, 9 e 11.

A extração dos herbicidas foi feita com base no protocolo QuEChERS (Kaczyński, 2017) com modificações. Para isso, 10 mL de cultura foram transferidos para tubos Falcon de 50 mL , com adição de 10 mL de acetonitrila e 2 mL de água. Após agitação por 30 minutos (12 rpm) e sonicação por 5 minutos, foram adicionados 1 g de NaCl e 2 g de MgSO_4 . A mistura foi agitada em vórtex e centrifugada a 5000 rpm por 5 minutos. O sobrenadante foi filtrado ($0,22\text{ }\mu\text{m}$) e armazenado em frascos tipo vial ($1,5\text{ mL}$) para análise por UHPLC.

3.4 Caracterização bioquímica e coloração de Gram dos isolados

As colônias bacterianas isoladas foram semeadas em meio NA e incubadas a 30 °C por 24 horas. Posteriormente, uma colônia de cada isolado foi inoculada em meios específicos para testes bioquímicos: Triple Sugar Iron (TSI), Sulfeto-Indol-Motilidade (SIM), Citrato de Simmons e Lisina. A coloração de Gram foi realizada para determinação da estrutura da parede celular. A morfologia das colônias também foi observada por microscopia óptica.

3.5 Condições Cromatográficas e de Espectrometria de Massa

As análises dos resíduos dos herbicidas foram realizadas por UHPLC acoplado a espectrômetro de massas (LCMS-8040, Shimadzu, Japão), com fonte de ionização por eletrospray (ESI) operando em modo positivo e negativo. A separação foi feita em coluna Pinnacle DB AQ C18 (50 x 2,1 mm; 1,9 µm), com fluxo de 0,2 mL min⁻¹, volume de injeção de 5 µL, amostrador a 15 °C e forno da coluna a 45 °C.

A fase móvel consistiu em eluição isocrática com 80% de acetonitrila (fase B) e 20% de água ultrapura com 0,1% de ácido fórmico (fase A). O espectrômetro foi ajustado com tensão de interface de 4,5 kV, temperatura de dessolvatação de 250 °C, temperatura do bloco de 400 °C, fluxo de gás de secagem (N₂) de 15 L min⁻¹, gás de nebulização de 3 L min⁻¹ e gás de colisão (Ar) com pressão de 230 kPa. As transições MRM utilizadas estão resumidas na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros cromatográficos e de espectrometria de massas otimizados.

Herbicida	Tempo de retenção (min)	Quantificação			Confirmação		
		MRM transição	DP	CE	MRM transição	D	CE
		m/z	(V)	(V)	m/z	(V)	(V)
Diuron	3,45	233,00>72,00	-29	-19	233>160,00	-29	-25
Sulfentra zone	2,75	385,00>307,10	20	24	385,00>199,00	19	40

Monitoramento por reações múltiplas (MRM), potencial de decomposição (DP) e Energia de colisão (CE).

3.6 Análise estatística

Os resultados obtidos experimentalmente do ensaio *in vitro*, submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk, em seguida, os modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO, Eq. 1) e pseudo-segunda ordem (PSO, Eq. 2) foram ajustados aos dados experimentais. Para verificar o modelo que melhor se ajusta ao fenômeno da cinética de degradação dos

herbicidas, os modelos foram comparados quanto ao seu ajuste aos dados considerando o coeficiente de terminação (R^2 , Eq. 3) e o critério informativo de Akaike corrigido (AICc, Eq. 4).

Modelo cinético pseudo-primeira ordem (PPO)

$$[C]_t = [C]_o e^{-K_1 t} \quad (\text{Eq. 01})$$

Modelo cinético pseudo-segunda ordem (PSO)

$$[C]_t = \frac{[C]_o}{1 + [C]_o K_2 t} \quad (\text{Eq. 02})$$

Coeficiente de determinação

$$R^2 = 1 - \frac{RSS}{TSS} \quad (\text{Eq. 03})$$

Critério informativo de akaike corrigido

$$AICc = N \ln \frac{(SSE)}{N} + 2N_p + \frac{2N_p(N_p+1)}{N-N_p-1} \quad (\text{Eq. 04})$$

Nas quais,

$[C]_o$ (mg L^{-1}) é a concentração inicial, $[C]_t$ (mg L^{-1}) é a concentração no tempo, t (Dia) é o tempo, K_1 (min^{-1}) e K_2 ($\text{L mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$) são, respectivamente, as constantes cinéticas para os modelos PPO e PSO, RSS é a soma dos quadrados dos resíduos, TSS é a Soma total dos quadrados, N_p é o número de parâmetros do modelo e N o tamanho da amostra e SSE é a soma dos desvios ao quadrado.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 Isolamento dos microrganismos do solo e seleção de microrganismos tolerantes aos herbicidas

Foram isolados 43 microrganismos a partir de uma amostra composta de solo. Na concentração C1, 10 isolados demonstraram tolerância, apresentando crescimento abundante por toda a superfície das placas. Por outro lado, os 33 isolados restantes apresentaram crescimento limitado ou ausente, sendo, portanto, descartados por indicarem baixa tolerância ao herbicida nessa concentração (Figura 1).

Figura 1. Colonização dos microrganismos em meio NA.



Fonte: Autoria própria (2025).

A diferença na sobrevivência dos microrganismos pode estar relacionada a fatores como variabilidade genética, presença de mecanismos específicos de resistência e adaptação a esses xenobióticos, capacidade de metabolização ou degradação do composto tóxico. Microrganismos tolerantes podem possuir enzimas capazes de modificar ou degradar os princípios ativos do herbicida, reduzindo seus efeitos nocivos (THORGERSEN *et al.*, 2024). Na concentração mais elevada (C2), nenhum microrganismo apresentou crescimento, o que indica que o nível de toxicidade do herbicida nessa condição ultrapassa os limites de tolerância mesmo dos isolados mais resistentes. Dessa forma, os 10 microrganismos tolerantes à concentração C1 foram selecionados para os ensaios posteriores, visando à avaliação mais aprofundada de suas características e possíveis mecanismos de tolerância.

Esse resultado reforça a hipótese de que apenas uma parcela específica da microbiota do solo possui mecanismos bioquímicos capazes de lidar com os efeitos tóxicos do herbicida em níveis menos agressivos. Entre esses mecanismos, destacam-se a atividade de enzimas como a catalase e a glutathione S-transferase, que atuam na neutralização de espécies reativas de oxigênio e na detoxificação de xenobióticos, respectivamente (Rabelo *et al.*, 2023).

4.2 Capacidade de degradação dos herbicidas *in vitro*

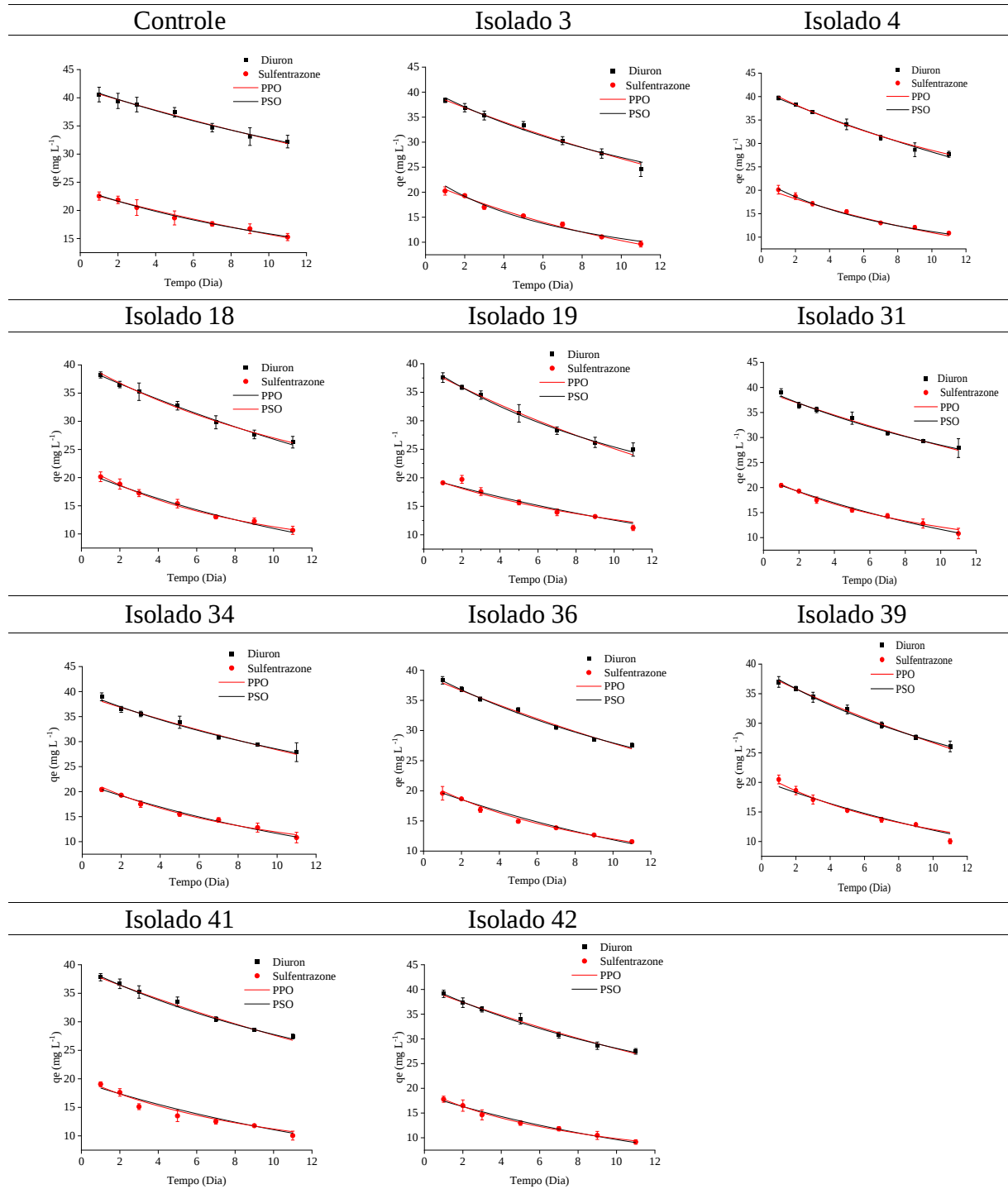
Os dados obtidos no experimento de degradação *in vitro* mostram que alguns isolados apresentaram maior eficiência na degradação e velocidade do sulfentrazone e diuron, destacando-se como materiais promissores para aplicação em processos de biorremediação de ambientes contaminados por esses herbicidas. A elevada capacidade degradativa observada em determinados microrganismos pode estar associada a uma maior tolerância ao diuron e ao sulfentrazone, conforme verificado na triagem inicial, o que sugere a presença de mecanismos adaptativos ou a indução de sistemas enzimáticos específicos envolvidos na degradação de compostos xenobióticos. (Thorgersen *et al.*, 2024)

Os modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) foram aplicados aos dados experimentais para identificar o modelo que melhor representa os resultados observados e, assim, compreender a dinâmica e os mecanismos envolvidos no processo de degradação dos herbicidas (Figura 2). A escolha desses modelos se deve ao seu uso consolidado na descrição de processos de adsorção e degradação, permitindo inferir se a taxa de reação está mais relacionada à concentração do herbicida (PPO) ou à interação entre o herbicida e os agentes biológicos (PSO) (Chen *et al.*, 2023).

A avaliação do ajuste dos modelos foi realizada com base no coeficiente de determinação (R^2) e no Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc), uma abordagem estatística

robusta amplamente utilizada para seleção de modelos, por considerar não apenas a qualidade do ajuste, mas também a complexidade do modelo (SILVA *et al.*, 2025)

Figura 2. Cinética de degradação do diuron e sulfentrazone *in vitro* pelos 10 isolados



Para o sulfentrazone, os valores de R^2 variaram de 0,94 a 0,99 tanto para o modelo PPO quanto para o PSO, enquanto para o diuron, os valores oscilaram de 0,97 a 0,99 em ambos os modelos, indicando que, com base apenas no R^2 , ambos os modelos cinéticos apresentam bom desempenho e capacidade de descrever os dados experimentais. No entanto, a similaridade nos

valores de R^2 não permite distinguir de forma conclusiva qual modelo é mais adequado para cada caso. Dessa forma, foi adotado o AICc como critério decisivo de seleção. Com base nos valores de AICc obtidos (Tabela 2), verificou-se que para o sulfentrazone os isolados 3, 19, 31, 34, 39 e 42 foram mais bem descritos pelo PPO, já os isolados 4, 18, 36 e 41 são melhor ajustados ao modelo PSO. Para o diuron os isolados 3, 4 e 36 apresentaram melhor ajuste ao modelo PPO, enquanto os isolados 18, 19, 31, 34, 39, 41 e 42 foram mais bem descritos pelo modelo de PSO. Esses resultados sugerem que diferentes isolados podem adotar mecanismos distintos de degradação, reforçando a importância da análise cinética individualizada.

Tabela 2. Parâmetros dos modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) obtidos a partir dos dados de degradação do diuron e sulfentrazone no solo.

Herbicida	Modelo	Parâmetro	CONT	ISO3	ISO4	ISO18	ISO19	ISO31	ISO34	ISO36	ISO39	ISO41	ISO42
Diuron	PPO	Co	41,65±0,41	40,03±0,24	41,14±0,14	39,62±0,16	39,22±0,23	39,29±0,39	39,29±0,39	39,21±0,45	38,55±0,12	39,02±0,47	40,20±0,35
		K x10 ⁻³	23,40±1,62	40,48±1,51	37,84±1,13	39,00±0,92	44,64±1,49	32,63±1,33	32,63±1,33	34,12±1,71	36,74±0,55	34,35±1,42	36,15±1,44
		R ²	0,97	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,99	0,98	0,98
		AICc	-7,97	-6,88	-7,95	-12,03	-5,66	17,50	-3,77	6,47	7,64	5,21	6,45
	PSO	Co	41,94±0,46	40,89±0,01	41,85±0,16	40,42±0,01	39,99±0,22	39,78±0,35	39,85±0,01	39,89±0,41	39,10±0,18	39,56±0,41	40,87±0,29
		K x10 ⁻⁴	6,69±0,45	12,70±0,02	11,10±0,31	12,20±0,02	14,40±0,40	9,97±0,31	9,98±0,01	10,70±0,42	11,60±0,23	10,70±0,32	11,10±0,33
		R ²	0,97	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99	0,99
		AICc	-7,74	-0,62	-6,91	-12,23	-10,48	17,54	-4,45	7,17	7,16	4,88	6,09
Sulfentrazone	PPO	Co	23,43±0,21	22,20±0,39	20,65±0,70	21,18±0,46	20,05±0,13	21,74±0,22	21,74±0,22	20,74±0,26	20,32±0,84	19,44±0,63	18,60±0,34
		K x10 ⁻³	39,75±1,52	76,58±2,94	63,44±5,0	65,69±3,7	46,77±1,29	62,44±3,08	62,44±3,08	55,82±2,78	53,36±5,67	56,21±4,13	65,78±3,12
		R ²	0,99	0,99	0,96	0,98	0,99	0,99	0,99	0,98	0,94	0,96	0,98
		AICc	-10,16	-6,88	-3,51	-8,54	1,17	-8,79	2,88	0,57	11,76	10,79	-3,99
	PSO	Co	23,81±0,19	23,88±0,04	22,31±0,63	22,36±0,02	20,29±0,16	22,37±0,27	22,84±0,02	21,57±0,22	0,94±1,08	20,11±0,60	19,54±0,31
		K x 10 ⁻⁴	21,10±0,63	51,30±0,16	44,60±2,05	43,90±0,12	29,60±1,01	37,80±1,94	40,10±0,10	37,00±1,29	36,50±3,51	39,50±2,13	50,50±1,74
		R ²	0,99	0,99	0,98	0,99	0,99	0,98	0,99	0,99	0,94	0,99	0,99
		AICc	-13,73	-0,62	-11,43	-12,47	2,82	-7,25	3,07	0,08	12,42	10,26	-9,45

A constante cinética é um parâmetro fundamental na descrição de reações químicas, pois expressa o quão rápido uma reação ocorre sob determinadas condições (Cavallotti, 2023). No presente estudo, os valores da constante de pseudo-primeira ordem (K_1) obtidos para os isolados 3, 19, 31, 34, 39 e 42, durante a degradação do sulfentrazone, foram aproximadamente 1,96, 1,18, 1,57, 1,57, 1,34 e 1,65 vezes superiores ao valor observado no controle, respectivamente. Por outro lado, os isolados 4, 18, 36 e 41, cujos dados foram melhor ajustados ao PSO, os valores da constante de pseudo-segunda ordem (K_2), apresentaram valores 2,11; 2,08; 1,75 e 1,87 vezes maiores que o controle.

Esses resultados indicam que, para os isolados ajustados ao PPO, a taxa de degradação do herbicida está diretamente relacionada à concentração do sulfentrazone no meio. Em contrapartida, os isolados ajustados ao PSO indicam que a taxa de degradação depende não apenas da concentração do herbicida, mas também da disponibilidade e da atividade das cepas microbianas presentes, o que reflete um processo possivelmente mais complexo, envolvendo interações específicas entre os microrganismos e o composto-alvo. Tais resultados sugerem maior afinidade enzimática ou adaptação metabólica à molécula do sulfentrazone por parte desses microrganismos (Ngigi *et al.*, 2011). Uma possível explicação para a degradação acelerada observada é o histórico de uso recorrente do herbicida na área de coleta das amostras, o que pode ter favorecido a seleção de populações microbianas adaptadas à presença do xenobiótico, com capacidade aumentada para sua metabolização por meio de vias enzimáticas específicas.

Além da análise das constantes cinéticas (K_1 e K_2), a Figura 3 ilustra diretamente a velocidade de degradação dos herbicidas pelos diferentes isolados ao longo do tempo. Essa representação gráfica permite uma comparação mais visual e direta do desempenho de cada cepa microbiana em relação ao sulfentrazone e ao diuron. Observa-se que o isolado 3 se destacou com uma das maiores velocidades de degradação para ambos os herbicidas, apresentando taxa acentuada logo nos primeiros dias de incubação, o que corrobora com os elevados valores de K_1 descritos anteriormente. Da mesma forma, o isolado 42 também demonstrou uma boa performance, com degradação eficiente e rápida tanto para o sulfentrazone quanto para o diuron, reforçando seu potencial como biorremediador versátil.

Por outro lado, alguns isolados demonstraram desempenho diferenciado entre os compostos. Por exemplo, o isolado 19 apresentou velocidade de degradação consideravelmente maior para o diuron em comparação ao sulfentrazone, o que indica uma possível especialização enzimática ou maior afinidade por esse herbicida específico. Em contraste, o isolado 34 mostrou

velocidade mais expressiva para o sulfentrazone, destacando-se menos na degradação do diuron. É importante destacar ainda que os isolados 4 e 36, embora tenham apresentado boa cinética (K_1 e K_2), mostraram velocidades mais acentuadas para o diuron do que para o sulfentrazone, sugerindo uma preferência metabólica ou adaptação microbiana distinta para esse composto.

Já o isolado 18 teve performance satisfatória para ambos, mas com velocidade um pouco mais estável ao longo do tempo. Essas diferenças de comportamento reforçam a importância da avaliação integrada dos dados cinéticos e gráficos para a seleção de isolados com maior eficiência e versatilidade. A comparação entre os dois herbicidas demonstra que alguns microrganismos são capazes de atuar de forma eficaz sobre ambos os compostos, enquanto outros apresentam atividade mais seletiva. Isso evidencia o potencial de aplicação estratégica desses isolados em programas de biorremediação direcionados, considerando-se o tipo de contaminante predominante em cada área impactada.

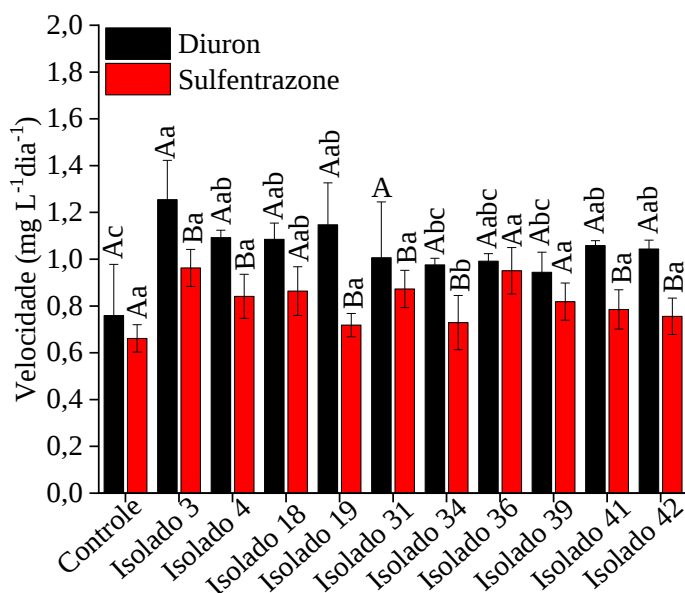


Figura 3. Velocidade de degradação do diuron e sulfentrazone nos meios contendo os isolados bacterianos e no controle após 11 dias. Barras indicam o erro padrão das médias. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças entre as médias pelo teste Scott-knott ao p-valor < 0,05.

A concentração final de diuron e sulfentrazone no sistema foi avaliada após 11 dias de incubação (Figura 4). Com exceção do isolado 4, todos os outros isolados apresentaram uma

redução significativa na concentração dos herbicidas em comparação ao controle, indicando uma taxa de degradação superior. Isso mostra o potencial dos isolados microbianos na degradação dos resíduos de herbicida ao longo do tempo. (Singh; Singh, 2014). Dentre os tratamentos, os isolados 3 e 19 foram os que mais se destacaram, apresentando menores concentrações residuais de diuron ao final do período avaliado. Esses tratamentos receberam a mesma letra estatística "Ac", o que indica que não apresentaram diferença entre si, mas se diferenciaram estatisticamente do controle, que recebeu a letra "Aa", enfatizando melhores resultados desses isolados na degradação do herbicida.

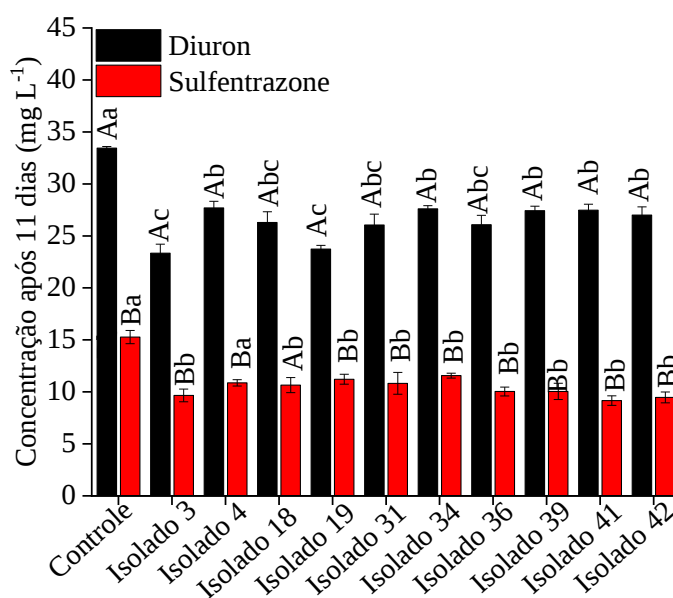


Figura 4. Gráfico da concentração final concentração após 11 dias, a presença de letras diferentes (Abc) indica diferença significativa entre os tratamentos segundo o teste estatístico adotado (Teste de Tukey a 5% de probabilidade), enquanto letras iguais significam ausência de diferença significativa.

Portanto, os isolados que apresentam a letra "A" no eixo superior da barra (diuron) pertencem ao mesmo grupo estatístico, e a letra "c" na parte inferior (sulfentrazone). Os isolados 3 e 19 também se destacaram na degradação do diuron, apresentando desempenho significativamente superior ao controle, o que reforça o potencial biorremediador desses microrganismos, especialmente em relação a esse herbicida. Embora tenham promovido a degradação do sulfentrazone, a taxa de remoção do diuron foi notavelmente maior. Esse comportamento pode estar relacionado a diferentes fatores. Uma hipótese é a maior afinidade dos microrganismos pela estrutura química do diuron, que pode favorecer o reconhecimento e o metabolismo do composto por enzimas específicas envolvidas nos processos de degradação.

Outra possibilidade está relacionada à concentração inicial dos herbicidas no experimento: como o diuron foi adicionado em massa aproximadamente duas vezes superior à do sulfentrazone, ele se encontrava mais disponível no meio, o que pode ter influenciado positivamente sua degradação. Portanto, tanto aspectos fisiológicos dos microrganismos quanto fatores experimentais devem ser considerados na interpretação desses resultados.

Ao avaliar a eficiência dos isolados bacterianos na degradação dos herbicidas, observou-se variação no desempenho entre os diferentes microrganismos testados (Figura 5). A referida figura expressa a razão entre a degradação do diuron e do sulfentrazone para cada isolado, permitindo interpretar qual herbicida foi mais efetivamente degradado por cada um. Valores acima de 1 indicam que o isolado degradou mais diuron do que sulfentrazone, enquanto valores abaixo de 1 sugerem maior degradação do sulfentrazone. Nesse contexto, os isolados 3, 19 e 42 apresentaram valores de 1,42; 1,80 e 1,45, respectivamente, evidenciando uma preferência ou maior capacidade de degradação do diuron em relação ao sulfentrazone. Esse resultado pode ser atribuído à maior disponibilidade do diuron no meio, já que foi aplicado em massa aproximadamente duas vezes superior à do sulfentrazone, bem como a possíveis características estruturais do composto que favorecem sua metabolização por enzimas microbianas.

Esse desempenho sugere que esses isolados possuem mecanismos enzimáticos capazes de atuar na quebra da estrutura química do sulfentrazone, possivelmente por meio de vias oxidativas ou reações de hidrólise promovidas por enzimas como monooxigenases ou hidrolases específicas (Yi *et al.*, 2024). A presença dessas enzimas pode estar associada à capacidade metabólica dessas bactérias em utilizar o herbicida como fonte alternativa de carbono ou energia, favorecendo sua biorremediação no ambiente.

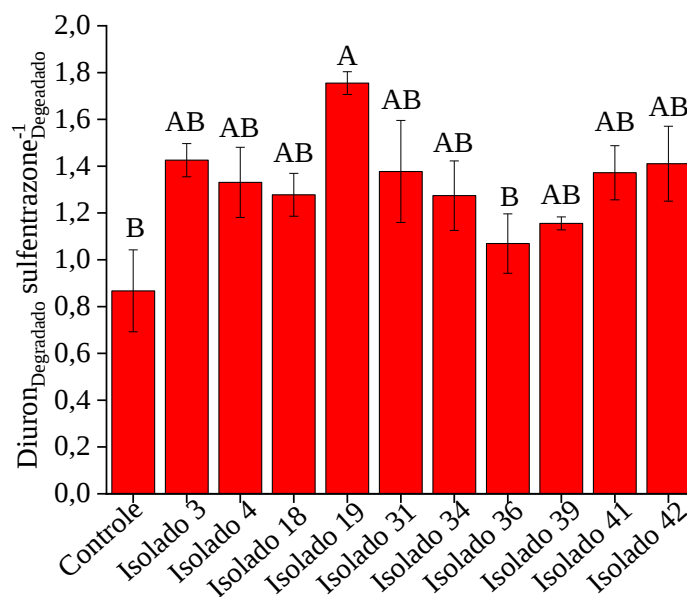


Figura 5: Porcentagem de degradação do diuron e sulfentrazone em relação a concentração inicial aplicada aos meios contendo isolados bacterianos e no controle após 11 dias. Barras indicam o erro padrão das médias. Letras minúsculas diferentes indicam diferenças entre as médias pelo teste Scott-knott ao p-valor < 0,05.

De acordo com o dendrograma (Figura 6), advindo da análise de agrupamento hierárquico, os 10 isolados microbianos foram classificados em três grupos principais com base no desempenho em relação ao herbicida diuron, considerando os parâmetros de velocidade de degradação, constante cinética e porcentagem de remoção do herbicida. O grupo 2 (G2) contém os isolados 03 e 19 apresentaram degradação de 39,12 e 36,79%, respectivamente, da concentração inicial após 11 dias. Enquanto o grupo 1 (G1), com os isolados 04, 18, 31, 34, 36, 39, 41 e 42, variaram de 27,39 a 33,07% da concentração inicial. Enquanto o grupo 3 (G3) foi formado exclusivamente pelo controle que apresentou uma degradação de apenas 17,42% em relação a concentração inicial, isso devido à ausência dos microrganismos que são potencialmente capazes de estar realizando essa degradação do herbicida. Quando se trata de degradação os isolados 34 e 39 apresentaram as menores taxas de degradação com valores de 27,98 e 27,39% respectivamente, este ponto em conjunto com os baixos níveis de velocidade e constante cinética indica que esses isolados tem uma capacidade inferior a lidar com as moléculas do diuron quando comparados com os isolados do G2. Portanto, a utilização desses isolados para processos de biorremediação demonstra ser menos eficaz.

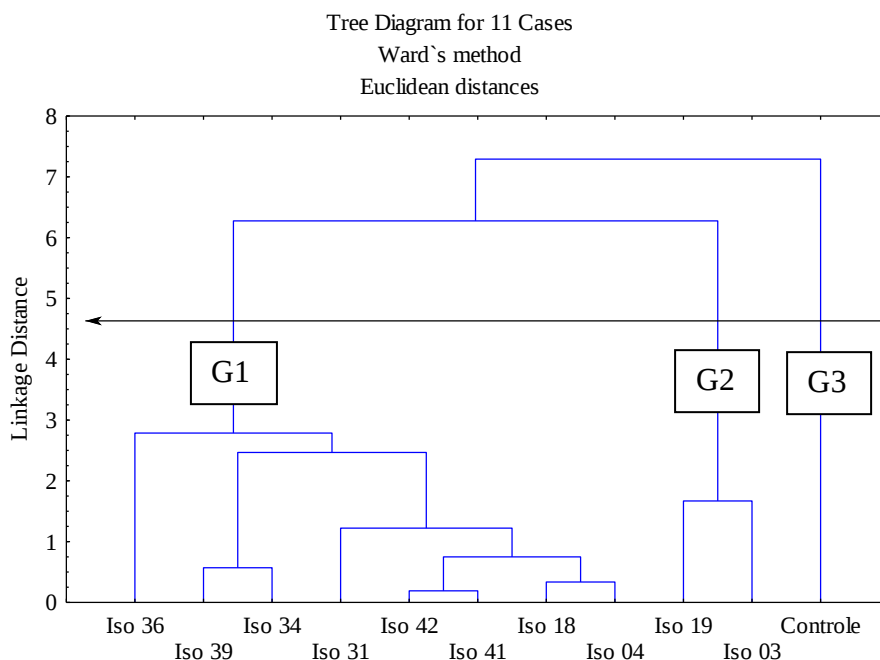


Figura 6. Dendrograma gerado pela análise de agrupamento utilizando o método de Ward, considerando as variáveis de remoção, taxa de degradação e constante cinética do diuron. Os isolados foram agrupados de acordo com a similaridade entre os parâmetros avaliados, permitindo a identificação dos grupos com maior potencial biorremediador.

Para o sulfentrazone o grupo 1 (G1) com os isolados 04, 18, 31, 34, 39, 41 e 42, apresentaram os valores de degradação de 45,73, 46,92, 47,08, 42,48, 47,22, 48, 34 e 46,57% respectivamente, já o grupo 2 (G2) estão os isolados 3 e 36 com degradação de 52,19 e 50,79 de forma correspondente. Enquanto o isolado 19 que se encontra no grupo 3 (G3) juntamente com o controle apresentou valor de 41,32%. Portanto os isolados pertencentes ao G2 apresentaram maior taxa de degradação, demonstrando alta eficiência dessas bactérias. Esses dados indicam que esses microrganismos possuem rotas metabólicas versáteis e robustas, além de possível expressão de múltiplas enzimas envolvidas na quebra de diferentes estruturas químicas, como monooxigenases, peroxidases, laccases e hidrolases (Muhammad *et al.*, 2024). A presença de sistemas enzimáticos com uma vasta especificidade pode possibilitar a esses isolados um potencial interessante para utilização em projetos de biorremediação de áreas contaminadas por misturas de herbicidas. A eficiência simultânea nos dois compostos também pode estar relacionada à adaptação evolutiva desses microrganismos a ambientes agrícolas intensivamente tratados com defensivos, agregando bastante na seleção de cepas degradadoras. Esses resultados reforçam a importância de selecionar isolados com múltiplas capacidades

metabólicas para uso em consórcios microbianos voltados à recuperação de solos contaminados, aumentando a eficácia e a abrangência dos processos de biorremediação. (Figura 7)

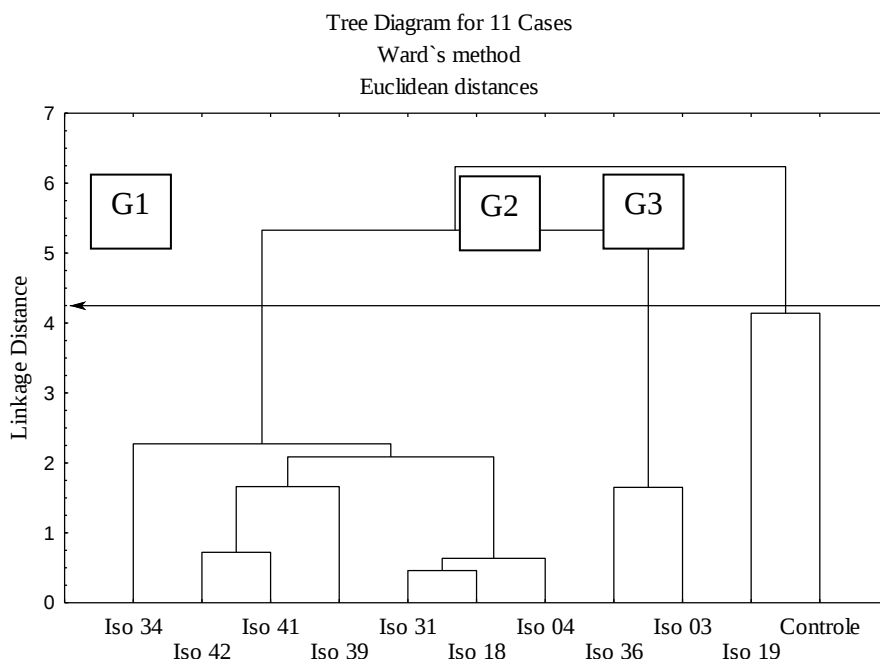


Figura 7. Dendrograma gerado pela análise de agrupamento (método de Ward) com dados de remoção, taxa e constante de degradação do herbicida sulfentrazone, destacando os isolados com maior potencial biorremediador.

Tais dados demonstram o potencial biorremediador dos isolados os isolados 3 e 36 com 52,19 e 50,79 respectivamente evidenciando que a capacidade de degradação é específica para cada herbicida e depende das características metabólicas e fisiológicas de cada microrganismo. A identificação dos isolados mais eficientes representa um passo importante na seleção de cepas com potencial para uso em estratégias de biorremediação de áreas agrícolas contaminadas por resíduos de herbicidas. No entanto, é necessário compreender melhor os mecanismos fisiológicos envolvidos nesse processo através da análise do perfil bioquímico dos microrganismos. Por meio de testes específicos, foi possível traçar características metabólicas que auxiliam na inferência de possíveis rotas enzimáticas associadas à degradação dos compostos avaliados (Tabela 3).

Tabela 3: Resultados das análises bioquímicas e da coloração de Gram dos isolados bacterianos

Isolados	Testes Bioquímicos					
	Formato	Gram	TSI	SIM	CIT	LIA
ISO-3	Bacilo	+	K-A	-/-/+	+	+
ISO-4	Bacilo	+	K-A	-/-/+	+	-
ISO-18	Bacilo	+	K-K	-/-/+	+	+
ISO-19	Bacilo	+	K-K	-/-/+	+	+
ISO-31	Bacilo	-	K-A	-/-/+	+	+
ISO-34	Bacilo	-	K-K	-/-/+	+	+
ISO-36	Bacilo	+	K-A	-/-/+	+	+
ISO-39	Bacilo	+	K-K	-/-/+	+	-
ISO-41	Bacilo	-	K-K	-/-/+	+	+
ISO-42	Bacilo	-	K-A	-/-/+	+	+

Resultados das provas bioquímicas e da identificação pelo teste de Gram dos isolados bacterianos. TSI: meio Triple Sugar Iron, com os resultados expressos como K/A (inclinação alcalina e fundo ácido), apontando fermentação apenas da glicose; K/K (inclinação e fundo alcalinos), indicando ausência de fermentação de carboidratos. SIM: teste de produção de sulfeto de hidrogênio (H₂S), produção de indol (Ind) e motilidade (M), sendo H₂S– efeito negativo para produção de sulfeto de hidrogênio, Ind– negativo para produção de indol, e M+ indicando microrganismo móvel. Urease, expressando os resultados como positivo (+) ou negativo (-). LIA: teste de lisina descarboxilase, CIT: teste de utilização de citrato como única fonte de carbono, Gram: classificação morfológica dos isolados, sendo GP correspondente a Gram-positivo e GN a Gram-negativo.

Com o objetivo de caracterizar os microrganismos isolados, foram realizados testes bioquímicos padrão. Todos os isolados apresentaram morfologia do tipo bacilar. Com base na coloração de Gram, os isolados 3, 4, 18, 19, 36 e 39 foram classificados como bacilos Gram-positivos (Figura 8). Essa característica pode estar relacionada à maior resistência a estresses ambientais, como a presença de herbicidas, já que a parede celular espessa de peptidoglicano

das bactérias Gram-positivas oferece maior proteção contra compostos tóxicos(Pasquina-Lemonche *et al.*, 2020).

Por outro lado, os isolados 31, 34, 41 e 42 foram identificados como bacilos Gram-negativos. Esse grupo, embora possua uma parede celular mais fina, conta com uma membrana externa que pode conter proteínas de transporte (porinas) e bombas de efluxo, mecanismos que contribuem para a tolerância e até para a degradação de xenobióticos, como os herbicidas. Assim, a presença de ambos os tipos de Gram entre os isolados sugere diferentes estratégias adaptativas à presença dos herbicidas diuron e sulfentrazone (Lingens *et al.*, 1985).

Todos os isolados apresentaram resultados positivos no teste do citrato de Simmons, indicando a capacidade de utilizar o citrato como única fonte de carbono. Essa habilidade é metabolicamente relevante em ambientes contaminados, pois revela flexibilidade metabólica e a possível ativação de enzimas que podem estar envolvidas em rotas de degradação de compostos aromáticos presentes em herbicidas (Yang *et al.*, 2022).

No teste SIM (Sulfeto, Indol e Motilidade), nenhum dos isolados apresentou produção de sulfeto de hidrogênio (H₂S) nem de indol. A ausência de H₂S sugere a inatividade da enzima cisteína-desidratase, e a ausência de indol indica que a enzima triptofano-desaminase pode não estar presente ou ativa nesses isolados (Nissa Maulia Bestari *et al.*, 2025). Por outro lado, todos os isolados apresentaram motilidade positiva, característica importante para bactérias do solo, uma vez que confere maior capacidade de deslocamento no ambiente e, conseqüentemente, melhor acesso a moléculas de herbicidas dispersas no solo (Liao *et al.*, 2021).

O teste TSI (Triple Sugar Iron), utilizado para avaliar a fermentação de glicose, lactose e sacarose, revelou que os isolados 18, 19, 34, 39 e 41 não foram capazes de fermentar esses açúcares. Por outro lado, os isolados 3, 4, 31, 36 e 42 apresentaram fermentação da glicose, indicando atividade metabólica associada a vias glicolíticas comum em processos de biorremediação (Bulmash; Fulton, 1964).

No teste de descarboxilação da lisina, os isolados 3, 18, 19, 31, 34, 36, 41 e 42 apresentaram resultados positivos, sugerindo a produção da enzima lisina descarboxilase, responsável por converter lisina em cadaverina. Esse composto está envolvido na regulação do pH intracelular e pode contribuir para a resistência a estresses químicos (Kirchner *et al.*, 2025). Já os isolados 4 e 39 apresentaram resultados negativos, indicando ausência dessa atividade enzimática (Figura 9).

Esse conjunto de características bioquímicas permite traçar um perfil funcional dos isolados, evidenciando mecanismos fisiológicos e possíveis rotas metabólicas associadas à tolerância e/ou degradação de compostos tóxicos como o diuron e o sulfentrazone. A integração dos dados permite inferir, ainda que preliminarmente, possíveis gêneros bacterianos, como *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Enterobacter* ou *Serratia*, comumente associados à biorremediação de xenobióticos em solos contaminados. Mais testes são necessários para identificar a coleção a nível de gênero e ou espécie. (ARORA, P.,2020.).

Figura 8. Resultado do teste bioquímico de Gram.

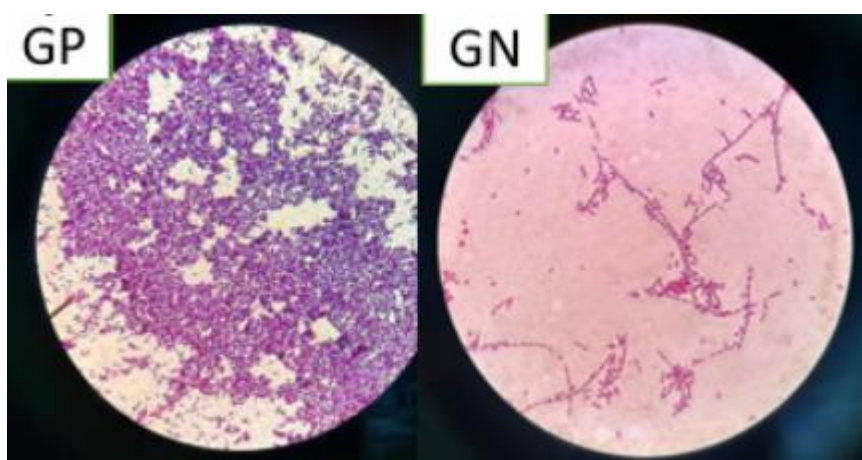
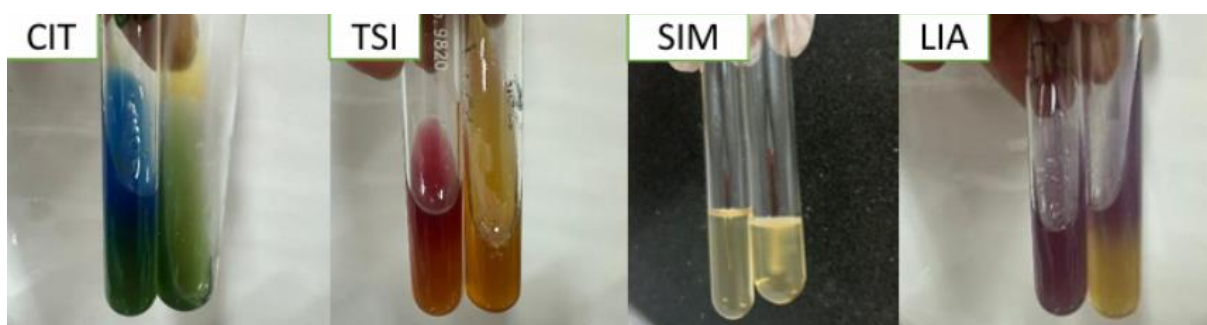


Figura 9. Resultados dos testes bioquímicos Citrato (CIT); Motilidade (SIM); Descarboxilação da Lisina(LIA); Fermentação de açúcares(TSI).



Esse conjunto de características bioquímicas permite traçar um perfil funcional dos isolados, evidenciando mecanismos fisiológicos e possíveis rotas metabólicas associadas à tolerância e/ou degradação de compostos tóxicos como o diuron e o sulfentrazone. A integração dos dados permite inferir, ainda que preliminarmente, possíveis gêneros bacterianos, como *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Enterobacter* ou *Serratia*, comumente associados à biorremediação de xenobióticos em solos contaminados (ARORA, P.,2020.).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo demonstrou o potencial de microrganismos isolados do solo na degradação dos herbicidas diuron e sulfentrazone. Dos 43 isolados iniciais, 10 apresentaram tolerância ao herbicida Stone na menor concentração testada, sendo, por isso, selecionados para os ensaios de degradação. Os experimentos in vitro revelaram que alguns isolados, especialmente os 3, 19 e 36, apresentaram as maiores taxas de degradação, com destaque para o diuron, sugerindo uma possível adaptação microbiana à presença contínua desse composto no ambiente.

A análise cinética indicou diferenças entre os isolados quanto ao ajuste aos modelos matemáticos de degradação, refletindo mecanismos distintos de atuação enzimática ou de absorção/metabolização dos compostos herbicidas. Enquanto alguns isolados, como o 19, se ajustaram melhor ao modelo de pseudo-primeira ordem sugerindo uma degradação diretamente proporcional à concentração do herbicida, outros, como o isolado 3, apresentaram melhor ajuste ao modelo de pseudo-segunda ordem, o que pode indicar uma maior dependência das interações entre o microrganismo e o substrato (herbicida) ou a formação de complexos intermediários durante o processo de degradação.

Os testes bioquímicos e a coloração de Gram permitiram traçar o perfil fisiológico dos isolados bacterianos. Dos 10 isolados analisados, 6 foram classificados como bacilos Gram-positivos (isolados 3, 4, 18, 19, 36 e 39) e 4 como bacilos Gram-negativos (isolados 31, 34, 41 e 42). Todos apresentaram morfologia bacilar e motilidade positiva, característica relevante para microrganismos do solo com potencial de biorremediação. No teste de fermentação, metade dos isolados (3, 4, 31, 36 e 42) fermentou a glicose, indicando atividade glicolítica compatível com a degradação de compostos orgânicos. Além disso, todos foram capazes de utilizar o citrato como única fonte de carbono, sugerindo flexibilidade metabólica. Oito isolados (3, 18, 19, 31, 34, 36, 41 e 42) apresentaram atividade da enzima lisina descarboxilase,

envolvida na regulação do pH intracelular e potencialmente associada à tolerância a estresses químicos.

A análise de agrupamento hierárquico confirmou a superioridade dos isolados 3, 19 e 36 quanto à eficiência na degradação, reforçando sua aplicabilidade como agentes biorremediadores de solos contaminados por diuron e sulfentrazone. Em síntese, os dados obtidos sugerem a presença de vias metabólicas específicas, incluindo a atuação de enzimas como a lisina descarboxilase e citrato sintase, implicadas na degradação de xenobióticos. Recomenda-se a continuidade dos estudos para aprofundar a identificação taxonômica dos isolados e elucidar os mecanismos enzimáticos envolvidos.

6 REFERÊNCIAS

A. MATOS, A. K.; CARBONARI, C. A.; F.S. BRITO, I. P.; L.G.C. GOMES, G.; B. TRINDADE, M. L.; D. VELINI, E. Dynamics of diuron and sulfentrazone formulations in soils with different textures. **Planta Daninha**, v. 38, p. e020221524, 2020.

ALBA, L.-M.; ESMERALDA, M.; JAIME, V. Enhanced Biodegradation of Phenylurea Herbicides by *Ochrobactrum anthropi* CD3 Assessment of Its Feasibility in Diuron-Contaminated Soils. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 3, p. 1365, 2022.

ANDRADE, L. O. **Carryover da mistura formulada de sulfentrazone + diuron em olerícolas e estratégias de biorremediação**. 2021. Mestre em Agronomia - Universidade Federal de Viçosa, Rio Paranaíba - MG, 2021. Disponível em: <https://locus.ufv.br/handle/123456789/30541>. Acesso em: 31 jul. 2025.

ARORA, P. K. Bacilli-Mediated Degradation of Xenobiotic Compounds and Heavy Metals. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 8, p. 570307, 2020.

ASGARI, G.; ABDIPOUR, H.; SHADJOU, A. M. A review of novel methods for Diuron removal from aqueous environments. **Heliyon**, v. 9, n. 12, p. e23134, 2023.

BEGITSCHKE, E. G.; WANG, C. J.; YOUNG, A. A.; TUCKER, K. A.; HENRY, G. M. Yellow nutsedge (*Cyperus esculentus*) tuber production and viability in response to postemergence herbicides. **Weed Science**, v. 73, p. e29, 2025.

BULMASH, J. M.; FULTON, M. DISCREPANT TESTS FOR HYDROGEN SULFIDE. **Journal of Bacteriology**, v. 88, n. 6, p. 1813–1813, 1964.

CAVALLOTTI, C. Automation of chemical kinetics: Status and challenges. **Proceedings of the Combustion Institute**, v. 39, n. 1, p. 11–28, 2023.

CHAND, D.; BANERJEE, T.; SINGH, N.; SINGH, S. B. Persistence and transformation of flucetosulfuron herbicide in soil as affected by biotic and abiotic factors. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 57, n. 3, p. 233–242, 2022.

CHEN, S.-F.; CHEN, W.-J.; HUANG, Y.; WEI, M.; CHANG, C. Insights into the metabolic pathways and biodegradation mechanisms of chloroacetamide herbicides. **Environmental Research**, v. 229, p. 115918, 2023.

CHEUNG, C. W.; IRWIN, M. G. Pain Management: A Problem-Based Learning Approach. **Anesthesia & Analgesia**, v. 128, n. 2, p. e26–e26, 2019.

DUC, H. D.; THUY, N. T. D.; THANH, L. U.; TUONG, T. D.; OANH, N. T. Degradation of Diuron by a Bacterial Mixture and Shifts in the Bacterial Community During Bioremediation of Contaminated Soil. **Current Microbiology**, v. 79, n. 1, p. 11, 2022.

ELAHI, A.; REHMAN, A.; ZAJIF HUSSAIN, S.; ZULFIQAR, S.; SHAKOORI, A. R. Isolation and characterization of a highly effective bacterium *Bacillus cereus* b-525k for hexavalent chromium detoxification. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 29, n. 4, p. 2878–2885, 2022.

FAUSTINO, L. A.; FREITAS, M. A. M.; PASSOS, A. B. R. J.; SARAIVA, D. T.; FARIA, A. T.; SILVA, A. A.; FERREIRA, L. R. MOBILIDADE DO SULFENTRAZONE EM SOLOS COM DIFERENTES CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS. **Planta Daninha**, v. 33, n. 4, p. 795–802, 2015.

FRANCISCO, W. C.; QUEIROZ, T. M. D. BIORREMEDIAÇÃO. **Nucleus**, v. 15, n. 1, p. 249–256, 2018.

FRANCO, D. S. P.; GEORGIN, J.; PICCILLI, D. G.; MEILI, L.; SILANPÄÄ, M.; KONKOVA, T.; ALHARBI, O. M. L.; IMANOVA, G.; AL-HUMAIDI, J. Y.; ALI, I. Diuron Removal from Water by Adsorption: Fundamentals, Mechanism, Desorption, and Future Perspectives. **Separation & Purification Reviews**, p. 1–17, 2024.

GALON, L.; TIRONI, S. P.; SILVA, A. A.; SILVA, A. F.; CONCENÇÃO, G.; ROCHA, P. R. R.; KUNZ, V. L.; FERREIRA, E. A.; FERREIRA, F. A. Eficiência de controle de *Brachiaria brizantha* e seletividade dos herbicidas {(diuron + hexazinone) + MSMA} aplicados à cultura da cana-de-açúcar. **Planta Daninha**, v. 30, n. 2, p. 367–376, 2012.

GEHRKE, V. R.; CAMARGO, E. R.; AVILA, L. A. Sulfentrazone: Environmental Dynamics and Selectivity. **Planta Daninha**, v. 38, p. e020215663, 2020.

HELVIG, C.; KARIYAWASAM, T.; VRIENS, B.; PETKOVICH, M. Genetically engineered bacteria and microalgae expressing a mutant of cytochrome P450 BM3 for efficient Diuron degradation in wastewater treatment. **Microbiology Spectrum**, v. 13, n. 6, p. e02905-24, 2025.

KACZYŃSKI, P. Large-scale multi-class herbicides analysis in oilseeds by rapid one-step QuEChERS-based extraction and cleanup method using liquid chromatography–tandem mass spectrometry. **Food Chemistry**, v. 230, p. 411–422, 2017.

KIRCHNER, M. A.; EL KHOURY, J. Y.; BARRAS, F.; KLEMAN, J.-P.; GUTSCHE, I. **Filamentation-driven peripheral clustering of the inducible lysine decarboxylase is crucial for *E. coli* acid stress response.** : Microbiology, 2025. Disponível em: <http://biorxiv.org/lookup/doi/10.1101/2025.03.27.645680>. Acesso em: 31 jul. 2025.

LANGARO, A. C.; SOUZA, M. D. F.; PEREIRA, G. A. M.; BARROS, J. P. A.; SILVA, A. A. D.; SILVA, D. V.; PASSOS, A. B. R. D. J.; MENDONÇA, V. Influence of Glyphosate

Formulations on the Behavior of Sulfentrazone in Soil in Mixed Applications. **Toxics**, v. 8, n. 4, p. 123, 2020.

LI, Y.; GUO, R.; LIANG, X.; YAO, B.; YAN, S.; GUO, Y.; HAN, Y.; CUI, J. Pollution characteristics, ecological and health risks of herbicides in a drinking water source and its inflowing rivers in North China. **Environmental Pollution**, v. 334, p. 122130, 2023.

LIAO, H.; LI, X.; YANG, Q.; BAI, Y.; CUI, P.; WEN, C.; LIU, C.; CHEN, Z.; TANG, J.; CHE, J.; YU, Z.; GEISEN, S.; ZHOU, S.; FRIMAN, V.-P.; ZHU, Y.-G. Herbicide Selection Promotes Antibiotic Resistance in Soil Microbiomes. **Molecular Biology and Evolution**, v. 38, n. 6, p. 2337–2350, 2021.

LINGENS, F.; BLECHER, R.; BLECHER, H.; BLOBEL, F.; EBERSPACHER, J.; FROHNER, C.; GORISCH, H.; GORISCH, H.; LAYH, G. *Phenylobacterium immobile* gen. nov., sp. nov., a Gram-Negative Bacterium That Degrades the Herbicide Chloridazon. **International Journal of Systematic Bacteriology**, v. 35, n. 1, p. 26–39, 1985.

MUHAMMAD, J. B.; JAGABA, A. H.; YUSUF, F.; USMAN, S.; YAKUBU, N. S.; BIRNIWA, A. H.; YAKASAI, H. M.; SHEHU, D. *Achromobacter xylosoxidans* bacteria isolated from contaminated agricultural environment for a sustainable 2,4-dichlorophenoxyacetic acid herbicide degradation: An experimental study. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 9, p. 100604, 2024.

NGIGI, A.; GETENGA, Z.; BOGA, H.; NDALUT, P. Biodegradation of phenylurea herbicide diuron by microorganisms from long-term-treated sugarcane-cultivated soils in Kenya. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 93, n. 8, p. 1623–1635, 2011.

NISSA MAULIA BESTARI; ADIANA MUTAMSARI WITANINGRUM; DADIK RAHADRJO; VISKI FITRI HENDRAWAN; WIDJIATI WIDJIATI; EPY MUHAMMAD LUQMAN; WIWIEK TYASNINGSIH. Detection *Salmonella* sp. from swab clooca of broiler chicken at Keputran market, Surabaya Indonesia. **Open Access Research Journal of Biology and Pharmacy**, v. 13, n. 1, p. 021–029, 2025.

PAREJA, L.; PALLADINO, C. Diuron. In: *ENCYCLOPEDIA OF TOXICOLOGY*. : Elsevier, 2024. p. 907–912. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128243152010058>. Acesso em: 31 jul. 2025.

PARVEN, A.; MEFTAUL, I. M.; VENKATESWARLU, K.; MEGHARAJ, M. Herbicides in modern sustainable agriculture: environmental fate, ecological implications, and human health concerns. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 22, n. 2, p. 1181–1202, 2025.

PASQUINA-LEMONCHE, L.; BURNS, J.; TURNER, R. D.; KUMAR, S.; TANK, R.; MULLIN, N.; WILSON, J. S.; CHAKRABARTI, B.; BULLOUGH, P. A.; FOSTER, S. J.; HOBBS, J. K. The architecture of the Gram-positive bacterial cell wall. **Nature**, v. 582, n. 7811, p. 294–297, 2020.

PASZKO, T.; MUSZYŃSKI, P.; MATERSKA, M.; BOJANOWSKA, M.; KOSTECKA, M.; JACKOWSKA, I. Adsorption and degradation of phenoxyalkanoic acid herbicides in soils: A review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 2, p. 271–286, 2015.

PROCÓPIO, S. D. O.; BARIZON, R. R. M.; PAZIANOTTO, R. A. A.; MORANDI, M. A. B.; BRAZ, G. B. P. Impacts of Weed Resistance to Glyphosate on Herbicide Commercialization in Brazil. **Agriculture**, v. 14, n. 12, p. 2315, 2024.

RABELO, J. S.; SANTOS, E. A. D.; MELO, E. I. D.; GOMES MARÇAL VIEIRA VAZ, M.; MENDES, G. D. O. Tolerance of microorganisms to residual herbicides found in eucalyptus plantations. **Chemosphere**, v. 329, p. 138630, 2023.

SINGH, B.; SINGH, K. Microbial degradation of herbicides. **Critical Reviews in Microbiology**, p. 1–17, 2014.

SINGH, A.; WARD, O. P. (org.). **Biodegradation and Bioremediation**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2004. (Soil Biology). v. 2 Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-662-06066-7>. Acesso em: 31 jul. 2025.

SOUZA, M. C. O.; CRUZ, J. C.; CESILA, C. A.; GONZALEZ, N.; ROCHA, B. A.; ADEYEMI, J. A.; NADAL, M.; DOMINGO, J. L.; BARBOSA, F. Recent trends in pesticides in crops: A critical review of the duality of risks-benefits and the Brazilian legislation issue. **Environmental Research**, v. 228, p. 115811, 2023.

TEIXEIRA, M. F. F.; ANDRADE, L. C. L. D.; BIESDORF, Evandro Marcos; BIESDORF, Elivelton Maciel; SOUZA, W. M.; PAIXÃO, G. P. D.; FREITAS, N. M. D. Lixiviação do sulfentrazone em solos do Norte de Minas Gerais cultivado com cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 16, n. 3, p. 246, 2017.

THORGERSEN, M. P.; GOFF, J. L.; TROTTER, V. V.; POOLE II, F. L.; ARKIN, A. P.; DEUTSCHBAUER, A. M.; ADAMS, M. W. W. Fitness factors impacting survival of a subsurface bacterium in contaminated groundwater. **The ISME Journal**, v. 18, n. 1, p. wrae176, 2024.

TORTORA, G. J.; CASE, C. L.; BAIR, W. B.; VEBER, D.; FUNKE, B. R. **Microbiologia**. 14a. ed. : Artmed, 2024.

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL; ALVES, C.; GALON, L.; ROFESSOR DA UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL (UFFS), CÂMPUS ERECHIM/RS; HOLZ, C. M.; KAIZER, R. R.; WINTER, F. L.; CONCENÇO, G.; NONEMACHER, F.; PERIN, G. F. Características fisiológicas de plantas hibernais com potencial fitorremediador sob influência dos herbicidas fomesafen e sulfentrazone. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 18, n. 1, 2019. Disponível em: <https://www.periodicos.udesc.br/index.php/agroveterinaria/article/view/9738>. Acesso em: 31 jul. 2025.

VIANA, J. L. M.; DINIZ, M. D. S.; SANTOS, S. R. V. D.; VERBINNEN, R. T.; ALMEIDA, M. A. P.; FRANCO, T. C. R. D. S. Antifouling biocides as a continuous threat to the aquatic environment: Sources, temporal trends and ecological risk assessment in an impacted region of Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 730, p. 139026, 2020.

VIDAL, R. A.; QUEIROZ, A. R. S. D.; TREZZI, M. M.; KRUSE, N. D. Associação de glyphosate com outros agroquímicos: síntese do conhecimento. **Revista Brasileira de Herbicidas**, v. 15, n. 1, p. 39, 2016.

VILÀ, M.; BEAURY, E. M.; BLUMENTHAL, D. M.; BRADLEY, B. A.; EARLY, R.; LAGINHAS, B. B.; TRILLO, A.; DUKES, J. S.; SORTE, C. J. B.; IBÁÑEZ, I. Understanding the combined impacts of weeds and climate change on crops. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 3, p. 034043, 2021.

YANG, Y.; GHATGE, S.; KO, Y.; YOON, Y.; AHN, J.-H.; KIM, J. J.; HUR, H.-G. Non-specific degradation of chloroacetanilide herbicides by glucose oxidase supported Bio-Fenton reaction. **Chemosphere**, v. 292, p. 133417, 2022.

YI, H.; MO, G.; ZHOU, X.; MERCHANT, A.; CAI, H.; TAO, Y.; LIU, K.; MA, G.; DING, C.; LIU, X. Glucose-montmorillonite hydrochar composite activating peroxymonosulfate for sulfentrazone rapid degradation and phytotoxicity alleviation to rice. **Crop Health**, v. 2, n. 1, p. 10, 2024.