



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
MESTRADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

LYANDRA MARIA DE OLIVEIRA

**POTENCIAL DE PRODUTOS A BASE DE MICRORGANISMOS E
METABÓLICOS NA REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM
DIURON E PICLORAM**

MOSSORÓ

2025

LYANDRA MARIA DE OLIVEIRA

**POTENCIAL DE PRODUTOS A BASE DE MICRORGANISMOS E
METABÓLICOS NA REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM
DIURON E PICLORAM**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido como requisito para obtenção do título de Mestra em Manejo de Solo e Água.

Linha de Pesquisa: Manejo do Solo e Água no Semiárido

Orientador: Prof. D. Sc. Daniel Valadão Silva

Co-orientadora: D. Sc. Márcia Michelle de Queiroz Ambrósio

Co-orientador: D. Sc. Paulo Sergio Fernandes das Chagas

MOSSORÓ

2025

LYANDRA MARIA DE OLIVEIRA

**POTENCIAL DE PRODUTOS A BASE DE MICRORGANISMOS E
METABÓLICOS NA REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM
DIURON E PICLORAM**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Manejo de Solo e
Água da Universidade Federal Rural do
Semi-Árido como requisito para obtenção
do título de Mestra em Manejo de Solo e
Água.

Linha de Pesquisa: Manejo do Solo e
Água no Semiárido

A ser defendida em: 17/12/2025

BANCA EXAMINADORA

Daniel Valadão Silva, Prof. Dr. (UFERSA)
Presidente

Márcia Michelle de Queiroz Ambrósio, Prof. Dra. (UFERSA)
Membro Examinador

Daniely Formiga Braga, Prof. Dra. (UFERSA)
Membro Examinador

Matheus de Freitas Souza, Prof. Dr. (UniRV)
Membro Examinador

José Barbosa dos Santos, Prof. Dr. (UFVJM)
Membro Examinador

© 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.

O48p Oliveira, Lyandra Maria de.
 POTENCIAL DE PRODUTOS A BASE DE MICRORGANISMOS
 E METABÓLICOS NA REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS
 COM DIURON E PICLORAM / Lyandra Maria de
 Oliveira. – 2025.
 82 f. : il.

 Orientador: Daniel Valadão Silva Silva.
 Coorientador: Márcia Michelle de Queiroz
 Ambrósio Ambrósio.
 Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal
 Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
 Manejo de Solo e Água, 2025.

 1. Bactérias. 2. Biodegradação. 3.
 Persistentes. 4. Defensivo Agícola. 5. Solo
 Contaminado . I. Silva, Daniel Valadão Silva,
 orient. II. Ambrósio, Márcia Michelle de Queiroz
 Ambrósio , co-orient. III. 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.

*A minha família, por sempre acreditarem
em mim, por oferecer o bem mais valioso
que existe, a educação.
Ofereço.*

Dedico este trabalho ao meu noivo, Leonardo Roque. Enquanto eu trabalhava, foi ele quem leu o edital, separou a documentação necessária e realizou minha inscrição. Com muita fé, ele afirmou: "Essa vaga é sua", e ela foi. Daquele dia em diante, ele fez o possível, o que esteve ao seu alcance para me ajudar a realizar esse sonho. A ele, com amor e gratidão, dedico este título.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por conceder sabedoria, discernimento, força de vontade e determinação ao longo da minha vida, especialmente nesses dois anos de mestrado.

A Nossa Senhora, por me guardar, proteger e interceder por mais essa “Maria”. Afinal, “*Acaso não sabeis que sou da Imaculada?*”.

A toda a minha família, por sempre acreditarem em mim, por oferecer o bem mais valioso que existe, a educação.

Em especial ao meu noivo, Leonardo Roque, por estar ao meu lado há mais de 10 anos desde o ensino médio, cursinho pré-vestibular, graduação e em todos os momentos, sejam eles bons ou difíceis. Você tem sido companheiro, parceiro, compreensivo, amoroso e meu maior apoiador.

Agradeço ao meu querido orientador, Professor Dr. Daniel Valadão Silva, pela orientação, ensinamentos, oportunidades e por acreditar no meu potencial ao longo da realização deste trabalho. “*Ainda vamos brilhar muito juntos.*”

Agradeço à minha coorientadora, Professora Dra. Márcia Michelle, por todo o auxílio, disponibilidade, inteligência e dedicação. Seu exemplo nessa área é de fundamental importância para mim.

Agradeço aos amigos do Núcleo de Estudos em Matologia no Semiárido (NOMATO), em especial Daniele, Raquel e Fernanda, por estarem comigo em todas as etapas deste trabalho. Agradeço também ao técnico Dr. Paulo Sérgio por todas as contribuições prestadas a esta pesquisa.

Agradeço à equipe do Laboratório de Microbiologia e Fitopatologia da UFERSA por toda a ajuda e disponibilidade, especialmente a Jarlan, Ana Paula, Rebeca e Jemerson.

Agradeço à empresa Alltech Crop Science Brasil pela oportunidade de atuar como MAI/DAI ao longo desses dois anos e, em especial, à minha supervisora Tatianne Alves por acreditar no meu trabalho e fazer o possível para alcançarmos esses resultados.

Agradeço à Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), ao Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água (PPGMSA) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudo e pela oportunidade de realizar o mestrado.

Agradeço à Universidade de Coimbra, em Portugal, pelo período de intercâmbio como pesquisadora visitante no Departamento de Saúde do Solo.

A todos os meus amigos e demais pessoas queridas, pelo constante incentivo, força e conforto ao longo de toda a minha jornada acadêmica.

"Seja você quem for, seja qual for a posição social que você tenha na vida, a mais alta ou a mais baixa, tenha sempre como meta muita força, muita determinação e sempre faça tudo com muito amor e com muita fé em Deus, que um dia você chega lá. De alguma maneira você chega lá."

Ayrton Senna

POTENCIAL DE PRODUTOS A BASE DE MICRORGANISMOS E METABÓLICOS NA REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS COM DIURON E PICLORAM

Herbicidas com efeito residual são importantes no manejo de plantas daninhas, porém sua permanência além do período total de prevenção a interferência pode afetar culturas sensíveis e aumentar o risco de contaminação ambiental. Solucionar esse problema é necessário e degradação microbiana pode acelerar a dissipação de herbicidas. No entanto, a seleção de microrganismos capazes de metabolizar essas moléculas é o primeiro passo para uso dessa estratégia. Assim, este estudo avaliou o potencial de produtos biológicos contendo comunidades microbianas na redução da persistência de diuron e picloram. Os experimentos foram conduzidos em laboratório e casa de vegetação. Inicialmente, o crescimento microbiano dos produtos Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), Soil Set® (P4) e Trust® (P5) foi avaliado em meio contendo 1000 ppm dos herbicidas. Os tratamentos que apresentarem crescimento microbiano *in vitro* foram usados para avaliar sua capacidade de degradação dos herbicidas no solo. A concentração residual foi monitorada por 70 dias. No teste de tolerância, constatou-se variação na sobrevivência dos microrganismos presentes em cada produto nos meios contaminados com os herbicidas. Observou-se que os microrganismos e metabólitos presentes nos produtos aceleraram a degradação de ambos os herbicidas. No teste de degradação *in vitro* para o diuron, o tratamento P2 apresentou maior eficiência e desempenho superior ao controle no solo. Para o picloram, P1 e P2 apresentaram mais de 30% de degradação *in vitro*, enquanto no solo todos os tratamentos atingiram cerca de 50% de degradação. Os resultados demonstram o potencial desses bioprodutos como alternativa sustentável de biorremediação e manejo agrícola.

Palavras-chave: Microrganismos; Biodegradação; Persistentes; Solo Agrícola.

ABSTRACT

Residual herbicides are important in weed management; however, their persistence beyond the total period of weed control can affect sensitive crops and increase the risk of environmental contamination. Solving this problem is necessary, and microbial degradation can accelerate herbicide dissipation. However, selecting microorganisms capable of metabolizing these molecules is the first step in using this strategy. Thus, this study evaluated the potential of biological products containing microbial communities in reducing the persistence of diuron and picloram. The experiments were conducted in the laboratory and greenhouse. Initially, the microbial growth of the products Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), Soil Set® (P4), and Trust® (P5) was evaluated in a medium containing 1000 ppm of the herbicides. Treatments that showed *in vitro* microbial growth were used to evaluate their ability to degrade the herbicides in the soil. The residual concentration was monitored for 70 days. In the tolerance test, variations were observed in the survival of microorganisms present in each product in media contaminated with herbicides. It was observed that the microorganisms and metabolites present in the products accelerated the degradation of both herbicides. In the *in vitro* degradation test for diuron, treatment P2 showed greater efficiency and superior performance to the control in the soil. For picloram, P1 and P2 showed more than 30% *in vitro* degradation, while in the soil all treatments reached approximately 50% degradation. The results demonstrate the potential of these bioproducts as a sustainable alternative for bioremediation and agricultural management.

Key-words: Microorganisms; Biodegradation; Persistent; Agricultural Soil.

LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 1

POTENCIAL DE MICRORGANISMOS ORIUNDOS DE PRODUTOS

COMERCIAIS PARA DEGRADAÇÃO DO HERBICIDA DIURON NO SOLO

Figura 1	–	Teste de crescimento bacteriano em placas com o herbicida diuron: Controle – Produto 1 (P1); Controle – Produto 2 (P2); Controle – Produto 3 (P3); Controle – Produto 4 (P4); Controle – Produto 5 (P5).	33
Figura 2	–	Porcentagem de degradação do diuron <i>in vitro</i> em relação aos produtos biológicos (P1; P2; P3; P4 e P5), ao controle após 15 dias.....	39
Figura 3	–	Velocidade de degradação do diuron <i>in vitro</i> em relação aos produtos biológicos (P1; P2; P3; P4 e P5), e ao controle em 15 dias.	40
Figura 4	–	Percentuais de degradação do diuron no solo após 70 dias de incubação, comparando o controle com os tratamentos (Produtos Biológicos: P1; P2; P3 e P5).....	42
Figura 5	-	Tempo de meia-vida do diuron no solo, comparando o controle com os tratamentos (Produtos Biológicos: P1; P2; P3 e P5)	44

LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 2
PRODUTOS BIOLÓGICOS A BASE DE MICRORGANISMOS E
METABÓLITOS FERMENTADOS NA DEGRADAÇÃO DO HERBICIDA
PICLORAM

Figura 1	– Modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) aplicados aos tratamentos com base nos dados obtidos sobre a cinética de degradação do picloram ao longo de 15 dias <i>in vitro</i>	60
Figura 2	– Porcentagem de degradação do picloram <i>in vitro</i> em relação aos produtos biológicos (P1; P2; P3; P4 e P5), e ao controle após 15 dias.....	64
Figura 3	– Velocidade de degradação do picloram <i>in vitro</i> em relação aos produtos biológicos (P1; P2; P3; P4 e P5), e ao controle em 15 dias.....	66
Figura 4	– Modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) aplicados aos tratamentos com base nos dados obtidos sobre a cinética de degradação do picloram ao longo de 70 dias no solo.....	68
Figura 5	- Percentuais de degradação do picloram no solo após 70 dias de incubação, comparando o controle com os tratamentos (Produtos Biológicos: P1; P2; P3 e P5)	71
Figura 6	- Tempo de meia-vida do picloram no solo, comparando o controle com os tratamentos (Produtos Biológicos: P1; P2; P3; e P5)	73

LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 1
POTENCIAL DE MICRORGANISMOS ORIUNDOS DE PRODUTOS
COMERCIAIS PARA DEGRADAÇÃO DO HERBICIDA DIURON NO SOLO

Tabela 1	–	Características dos produtos biológicos utilizados no trabalho.	27
Tabela 2	–	Parâmetros cromatográficos e de espectrometria de massas otimizados.	30
Tabela 3	–	Parâmetros obtidos pelos modelos cinéticos na degradação do diuron <i>in vitro</i> .	35
Tabela 4	–	Parâmetros obtidos pelos modelos cinéticos na degradação do diuron no solo.	41

LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 2
PRODUTOS BIOLÓGICOS A BASE DE MICRORGANISMOS E
METABÓLITOS FERMENTADOS NA DEGRADAÇÃO DO HERBICIDA
PICLORAM

Tabela 1	–	Características dos produtos biológicos utilizados no trabalho.	27
Tabela 2	–	Parâmetros cromatográficos e de espectrometria de massas otimizados.	57
Tabela 3	–	Parâmetros obtidos pelos modelos cinéticos na degradação do picloram <i>in vitro</i> .	62
Tabela 4	–	Parâmetros obtidos pelos modelos cinéticos na degradação do picloram no solo.	69

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BOD	Biochemical Oxygen Demand
C0	Concentração inicial
DAD	Detector arranjo de diodo
Fen	Fenilalanina
k	Constante da taxa de declínio
LD	Limite de detecção
LQ	Limite de quantificação
NA	Nutriente Ágar
pH	Potencial hidrogeniônico
PPO	Pseudo Primeira Ordem
PPS	Pseudo Segunda Ordem
VP	Voges-Proskauer
UHPLC/EM	Cromatografia Líquida de Ultra Eficiência/ Espectrômetro de massas

LISTA DE SÍMBOLOS

°C	Graus Celsius
cm	Centímetro
CaCl ₂	Cloreto de cálcio
dm ³	Decímetro cúbico
g	Grama
g. ha ⁻¹	Gramas por hectare
g. L ⁻¹	Grama por litro
h	Horas
H	Hidrogênio
K	Potássio
Kd	Coefficiente de sorção
Kf	Constante de capacidade de adsorção de Freundlich
Kow	Coefficiente de partição octanol-água
µg L ⁻¹	Micrograma por litro
mg L ⁻¹	Miligrama por litro
µL	Microlitros
mL	Mililitro
pKa	Constante de dissociação ácido/base
ppm	Partes por milhão
®	Marca registrada
%	Porcentagem

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	17
REFERÊNCIAS	21
POTENCIAL DE MICRORGANISMOS ORIUNDOS DE PRODUTOS COMERCIAIS PARA DEGRADAÇÃO DO HERBICIDA DIURON NO SOLO	23
RESUMO.....	23
ABSTRACT	24
INTRODUÇÃO	25
MATERIAL E MÉTODOS	28
Local e reagentes utilizados no estudo	28
Teste de crescimento bacteriano e tolerância ao herbicida diuron	29
Capacidade de degradação do diuron comercial <i>in vitro</i>	29
Capacidade de degradação do diuron comercial em solo	30
Condições cromatográficas e de espectrometria de massa	31
Análise estatística	31
RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
Crescimento bacteriano e tolerância ao herbicida diuron	33
Capacidade de degradação dos produtos biológicos para o diuron <i>in vitro</i>	35
Capacidade de degradação dos produtos biológicos para o diuron no solo	41
CONCLUSÕES.....	46
REFERÊNCIAS	47
PRODUTOS BIOLÓGICOS A BASE DE MICRORGANISMOS E METABÓLITOS FERMENTADOS NA DEGRADAÇÃO DO HERBICIDA PICLORAM.....	51
RESUMO.....	51
ABSTRACT	52
INTRODUÇÃO	53
MATERIAL E MÉTODOS	54
Área de estudo	54
Análise de crescimento bacteriano	55
Reagentes	55
Potencial de degradação do picloram comercial em condições <i>in vitro</i>	55
Potencial de degradação do picloram em sua formulação comercial no solo	56
Parâmetros cromatográficos e de espectrometria de massa	57
Análise estatística	58
RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
Capacidade de degradação dos produtos biológicos para o picloram <i>in vitro</i>	60
Potencial de degradação do picloram em sua formulação comercial no solo	68

CONCLUSÕES.....	75
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	82
ANEXOS	76
REFERÊNCIAS	79

INTRODUÇÃO GERAL

A agricultura brasileira desempenha um papel fundamental na economia nacional e na segurança alimentar, constituindo um dos principais pilares do desenvolvimento socioeconômico do país (FERREIRA; BIAZZIN; HONG, 2024). O Brasil se destaca no cenário global como um dos maiores produtores e exportadores de commodities agrícolas, como grãos, algodão, café e citros, o que reforça sua importância estratégica no abastecimento mundial (DE SOUZA, 2025). Contudo, o avanço e a intensificação das lavouras têm levado ao uso crescente de defensivos agrícolas, especialmente herbicidas, que representam a categoria mais consumida no país, com um volume estimado em cerca de 300 mil toneladas anuais (EMBRAPA, 2025). A produção em larga escala depende fortemente desses compostos para o controle eficiente de plantas daninhas, fator que contribui para que os herbicidas respondam por aproximadamente 60% de todos os pesticidas utilizados no mundo, refletindo sua relevância no manejo agrícola e, ao mesmo tempo, evidenciando a necessidade de estratégias de uso mais sustentáveis (GHAZI, R. M. et al., 2023).

O emprego de herbicidas no controle químico de plantas daninhas é uma prática amplamente difundida e consolidada na agricultura contemporânea. Isso se deve a elevada eficiência quando comparada a outros métodos de controle, aliada ao baixo custo operacional e à rapidez na eliminação do mato. Esses fatores fizeram com que esses compostos se tornassem ferramentas essenciais para o manejo de plantas daninhas e para a preservação da produtividade e do vigor das culturas cultivadas (PAUL et al., 2024).

Nos últimos anos, tem-se observado um aumento expressivo no uso de herbicidas com efeito residual no solo, geralmente aplicados em pré-emergência. Esse crescimento se deve, em grande parte, à capacidade desses produtos proporcionarem um controle prolongado das plantas daninhas, reduzindo a necessidade de reaplicações ao longo do ciclo da cultura. Além disso, a utilização de herbicidas residuais tem se intensificado como estratégia complementar no manejo de populações de plantas daninhas tolerantes e resistentes, especialmente em sistemas de cultivo como milho, soja e algodão. Nesses casos, a inclusão de moléculas com diferentes mecanismos de ação contribui para mitigar a pressão de seleção resultante da aplicação repetida de um mesmo herbicida ou de produtos pertencentes ao mesmo grupo químico (SILVA, T. S. et al., 2023).

Um dos herbicidas residuais amplamente utilizados na agricultura brasileira é o diuron, um composto recomendado para culturas como algodão, café, cana-de-açúcar e citros, com elevada eficiência no controle de plantas daninhas de folhas largas e estreitas, tanto em pré-emergência quanto em pós-emergência precoce (BARAKI et al., 2023). Seu mecanismo de ação baseia-se na inibição do fotossistema II da fotossíntese, o que interrompe o fluxo de elétrons, causando o surgimento de espécies reativas, como a clorofila triplet e oxigênio singlet, causando a peroxidação dos lipídeos das membranas celulares, levando à morte das plantas sensíveis (LUCIANI et al., 2021). No entanto, esse herbicida é considerado um dos compostos mais preocupantes do ponto de vista ambiental, em razão de sua persistência no solo e na água, decorrente da estabilidade química e do potencial de bioacumulação, fatores que favorecem sua permanência nos ecossistemas e ampliam o risco de impactos ecológicos adversos (PEIXOTO et al., 2006; SONDHIA, 2009; CALDERON et al., 2016; TOPAZ et al., 2018; IBRAHIM et al., 2019).

Outro herbicida com longo efeito residual é o picloram (ácido 4-amino-3,5,6-tricloro-2-piridinocarboxílico), amplamente empregado na agricultura para o controle de plantas daninhas dicotiledôneas em cultivos de arroz irrigado e no controle de espécies arbóreas, arbustivas e subarbustivas em áreas de pastagens (LUGAR, R. et al., 2023; SHARMA et al., 2019; TUDI et al., 2021). Apresenta elevada estabilidade química, o que lhe confere alta persistência no solo, podendo permanecer ativo por anos após a aplicação (PASSOS et al., 2018). Embora essa característica contribua para a eficiência prolongada no controle das infestantes, também representa um risco potencial ao meio ambiente, uma vez que o picloram pode acumular-se no solo e alcançar corpos hídricos, afetando a atividade microbiana, o crescimento de plantas sensíveis e, consequentemente, a qualidade e a sustentabilidade dos ecossistemas agrícolas (ROLANDO et al., 2023).

Ambos os herbicidas, diuron e picloram, apresentam alta estabilidade química e longa persistência ambiental, características que os tornam preocupantes tanto do ponto de vista agrônomo quanto ecológico. Essa permanência prolongada favorece a ocorrência de efeitos de carryover, situação em que resíduos do herbicida permanecem ativos no solo por períodos prolongados, podendo causar fitotoxicidade em culturas subsequentes e comprometer o desempenho produtivo. Conforme destacado por Fontes et al. (2025), a atividade residual de herbicidas aplicados em pré-emergência pode persistir tempo suficiente para provocar danos às plantas cultivadas em sucessão,

sobretudo em solos arenosos, onde a lixiviação e a mobilidade dos compostos são mais acentuadas. O diuron, devido à sua baixa mobilidade e tendência à bioacumulação, pode afetar negativamente a atividade microbiana e a fertilidade do solo, enquanto o picloram, por ser mais móvel e solúvel, apresenta maior potencial de lixiviação e contaminação de águas subterrâneas. Dessa forma, ambos configuram sérios desafios para o manejo agrícola sustentável, exigindo práticas de mitigação, como o uso de bioaugmentação e biorremediação, para reduzir os efeitos do carryover e minimizar o impacto ambiental.

Diante disso, torna-se essencial a adoção de estratégias que minimizem os efeitos poluentes desses compostos no ambiente. Entre as alternativas disponíveis, a biodegradação destaca-se como uma abordagem promissora para a mitigação dos resíduos de herbicidas em solos e corpos d'água (ARIAS-CASTRO et al., 2025). Esse processo ocorre naturalmente no solo e baseia-se na ação de microrganismos, como bactérias e fungos, capazes de metabolizar e transformar moléculas tóxicas em substâncias menos nocivas ou inofensivas, promovendo a descontaminação natural do ambiente (SINGH et al., 2023).

A seleção de microrganismos do solo com capacidade de degradar herbicidas persistentes, como o picloram, é uma estratégia viável e cada vez mais explorada na biorremediação agrícola (CHOWDHURY et al., 2025). Solos expostos continuamente a herbicidas tendem a abrigar comunidades microbianas adaptadas, capazes de desenvolver vias metabólicas específicas para transformar ou mineralizar esses compostos (JANKAUSKIENĖ et al., 2024). A partir desses ambientes, é possível isolar bactérias e fungos tolerantes, realizar triagens em laboratório e identificar cepas com elevada eficiência degradadora, frequentemente associada à produção de enzimas como hidrolases, oxigenases e desidrogenases (EWERE et al., 2024). Uma vez selecionados, esses microrganismos podem ser aplicados individualmente ou em consórcios, ampliando a velocidade e a eficiência da biodegradação no solo (REGINALDO et al., 2025). Evidências recentes demonstram que cepas adaptadas a solos com histórico de uso do picloram apresentam maior capacidade de transformação do herbicida, reforçando o potencial da seleção microbiana como ferramenta sustentável para reduzir a persistência e os impactos ambientais desse composto (GALIC et al., 2024).

Outra alternativa para a degradação de moléculas de herbicidas no ambiente é o uso de produtos biológicos formulados à base de microrganismos e/ou fermentados

microbianos, que apresentem capacidade de acelerar o processo de degradação desses poluentes presentes no solo e na água (ORO et al., 2024). A atuação desses microrganismos pode ocorrer por meio de rotas metabólicas específicas, capazes de transformar compostos tóxicos em substâncias menos nocivas ou até inofensivas, contribuindo assim para a redução dos impactos ambientais (SHAH et al., 2024).

A crescente utilização de herbicidas de efeito residual prolongado, embora contribua para o controle eficiente de plantas daninhas, tem elevado a preocupação com o acúmulo desses compostos no solo e seus impactos sobre o ambiente e a microbiota edáfica. Nesse contexto, compreender os mecanismos e a eficiência da biodegradação torna-se essencial para o desenvolvimento de estratégias sustentáveis de manejo, capazes de reduzir a dependência de métodos exclusivamente químicos e mitigar riscos de contaminação ambiental. Parte-se da hipótese de que produtos voltados à melhoria da saúde do solo podem potencializar a degradação de herbicidas persistentes, estimulando a atividade microbiana e favorecendo processos de biorremediação. Assim, esta pesquisa teve como objetivo avaliar o potencial desses produtos na degradação de herbicidas residuais, buscando gerar conhecimento aplicável ao desenvolvimento de tecnologias que promovam a recuperação de solos contaminados e contribuam para a sustentabilidade econômica e ambiental dos sistemas agrícolas brasileiros.

REFERÊNCIAS

- ARIAS-CASTRO, E.; CASTREJÓN-GODÍNEZ, M. L.; MUSSALI-GALANTE, P.; TOVAR-SÁNCHEZ, E.; RODRÍGUEZ, A. Pesticides degradation through microorganisms immobilized on agro-industrial waste: a promising approach for their elimination from aquatic environments. **Processes**, v. 13, n. 4, p. 1073, 2025. DOI: 10.3390/pr13041073.
- BARAKI, F.; GEBRETSADKAN, K.; TESFAYE, A.; MEBRAHTU, M. Efficacy of diuron on the management of broad-leaf weeds in sesame (*Sesamum indicum* L.) fields in Tigray, Ethiopia. **Indian Journal of Weed Science**, v. 55, n. 4, p. 410-419, 2023.
- CHOWDHURY, I. F.; DORAN, G. S.; STODART, B. J.; CHEN, C.; WU, H. Microbial degradation of herbicide residues in Australian soil: an overview of mechanistic insights and recent advancements. **Toxics**, v. 13, n. 11, art. 949, 2025. DOI: 10.3390/toxics13110949.
- DE SOUZA, R. M. The impact of Brazil's agricultural export boom on global markets. *Paradigm Press* **Journal of Economics and Environment**, 2025.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Agrotóxicos e herbicidas: recomendações técnicas e uso sustentável**. Brasília, DF: Embrapa, 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br>. Acesso em: 18 set. 2025.
- EWERE, E. E. *Soil microbial communities and degradation of pesticides: assessing bioavailability and pesticide-microbe interactions*. **Science of the Total Environment**, v. 921, art. 163203, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163203.
- FERREIRA, F. C. M.; BIAZZIN, C.; HONG, P. C. *Transition Paths of Brazil from an Agricultural Economy to a Regional Powerhouse: A Global Supply Chain Perspective*. **Sustainability**, v. 16, 2024.
- GALIĆ, I.; BEZ, C.; BERTANI, I.; VENTURI, V.; STANKOVIĆ, N. *Herbicide-treated soil as a reservoir of beneficial bacteria: microbiome analysis and PGP bioinoculants in maize*. **Environmental Microbiome**, v. 19, n. 1, p. 1-15, 2024. DOI: 10.1186/s40793-024-00654-6.
- GHAZI, R. M. et al. Health effects of herbicides and its current removal strategies. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 105, n. 1, p. 1-23, 2023. DOI: 10.1080/21655979.2023.2259526.
- JANKAUSKIENĖ, J.; et al. Microbial biostimulant counteracts negative effects of herbicides on oilseed rape growth. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 37, art. 101351, 2024. DOI: 10.1016/j.scp.2023.101351.
- LUCIANI, B.; MARTINI, L.; MOCENNI, C.; BORSANI, M.; BINI, F.; ZANOBINI, A.; GHISELLINI, P. Binding properties of photosynthetic herbicides with the QB site of plant photosystem II. **Plants**, v. 10, n. 8, p. 1501, 2021. DOI: 10.3390/plants10081501.

LUGAR, R.; NELSON, C. R.; WAGNER, V. *Efficacy and non-target effects of herbicides in foothills grassland restoration are short-lived*. **Applied Vegetation Science**, v. 26, n. 3, e12738, 2023. DOI: 10.1111/avsc.12738.

ORO, C. E. D.; SAORIN PUTON, B. M.; VENQUIARUTO, L. D.; DALLAGO, R. M.; TRES, M. V. *Effective Microbial Strategies to Remediate Contaminated Agricultural Soils and Conserve Functions*. **Agronomy**, v. 14, n. 11, p. 2637, 2024. DOI: 10.3390/agronomy14112637.

PASSOS, A. B. R. J.; SOUZA, M. F.; SILVA, D. V.; SARAIVA, D. T.; SILVA, A. A.; ZANUNCIO, J. C.; GONÇALVES, B. F. S. Persistence of picloram in soil with different vegetation managements. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 23986-23991, 2018. DOI: 10.1007/s11356-018-2443-y.

PAUL, S. K. et al. Herbicidal weed management practices: history and future challenges. **Heliyon**, v. 10, n. 6, e25881, 2024. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e25881.
(PEIXOTO et al., 2006; SONDHIA, 2009; CALDERON et al., 2016; TOPAZ et al., 2018; IBRAHIM et al., 2019).

Reginaldo; et al. Selection of microbial isolates for oxyfluorfen degradation in soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 498, p. 139969, 2025. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.139969.

SILVA, T. S.; ARNESON, N. J.; DEWERFF, R. P.; SMITH, D. H.; SILVA, D. V.; WERLE, R. Preemergence herbicide premixes reduce the risk of soil residual weed control failure in corn. **Weed Technology**, v. 37, n. 4, p. 410-421, 2023. DOI: 10.1017/wet.2023.45.

SINGH, J.; KUMAR, V.; GILL, J. P. K.; DATTA, S.; SINGH, S.; DHAKA, V.; KAPOOR, D.; WANI, A. B.; DHANJAL, D. S.; KUMAR, M.; et al. Microbial degradation of herbicides: mechanisms, challenges, and future perspectives. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 107, n. 7, p. 3147-3165, 2023. DOI: 10.1007/s00253-023-12433-6.

POTENCIAL DE MICRORGANISMOS PARA DEGRADAÇÃO DO HERBICIDA DIURON NO SOLO

RESUMO

O uso de herbicidas é prática importante para o manejo de plantas daninhas em cultivos agrícolas. Porém, herbicidas com efeito residual longo tem provocado a contaminação de solo e água e inviabilizando o cultivo de culturas em sucessão. Nesta pesquisa foi avaliado o potencial do uso de microrganismos na redução da persistência do herbicida diuron. Cinco produtos biológicos testados foram: Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), Soil Set® (P4) e Trust® (P5). Inicialmente, a tolerância dos microrganismos e a sua capacidade de degradação do diuron *in vitro* foram avaliadas. Os microrganismos tolerantes e capazes de degradar o diuron nos ensaios *in vitro* foram avaliados quanto seu potencial de degradação do diuron no solo por 70 dias. Os resultados indicaram variação no crescimento dos microrganismos em meio com herbicida, com o P1, P3 e P5 exibindo maior tolerância comparado aos demais. Todavia, os resultados *in vitro* indicaram que o P2 apresentou a maior velocidade e degradação do diuron na menor concentração e que os produtos P3 e P5 não alteraram os parâmetros de degradação do herbicida. O tempo de meia-vida do diuron no solo foi reduzido pelos tratamentos P2, P3 e P5 em aproximadamente 20 dias. Porém, a porcentagem final do diuron degradado aos 70 dias não diferiu entre os tratamentos com microrganismos e o controle, indicando que a reaplicação dos produtos pode ser necessária para aumentar a remediação do composto. Conclui-se que os produtos biológicos apresentam potencial para uso em programas de remediação do diuron em solo.

Palavras-chave: Biodegradação; Bactérias; Contaminação; Defensivo Agrícola.

ABSTRACT

The use of herbicides is an important practice for weed management in agricultural crops. However, herbicides with long residual effects have caused soil and water contamination, making the cultivation of subsequent crops unfeasible. This research evaluated the potential of using microorganisms to reduce the persistence of the herbicide diuron. Five biological products were tested: Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), Soil Set® (P4), and Trust® (P5). Initially, the tolerance of the microorganisms and their ability to degrade diuron in vitro were evaluated. The microorganisms tolerant and capable of degrading diuron in the in vitro assays were evaluated for their potential to degrade diuron in the soil for 70 days. The results indicated variation in the growth of microorganisms in a medium with herbicide, with P1, P3, and P5 exhibiting greater tolerance compared to the others. However, in vitro results indicated that P2 showed the highest rate of diuron degradation at the lowest concentration, and that products P3 and P5 did not alter the herbicide degradation parameters. The half-life of diuron in the soil was reduced by treatments P2, P3, and P5 by approximately 20 days. However, the final percentage of diuron degraded at 70 days did not differ between the microorganism treatments and the control, indicating that reapplication of the products may be necessary to increase the remediation of the compound. It is concluded that biological products show potential for use in diuron remediation programs in soil.

Key-words: Biodegradation; Bacteria; Contamination; Agricultural pesticide.

INTRODUÇÃO

O Brasil se destaca mundialmente na produção de alimentos e como um dos maiores exportadores de produtos como soja, café, açúcar, frutas e outros (EMBRAPA, 2021). No entanto, a maior parte da produção agrícola brasileira está localizada em clima tropical com condições favoráveis a proliferação de pragas, doenças e plantas daninhas que atuam reduzindo a produtividade das culturas. Entre elas, plantas daninhas, quando não manejadas, reduzem a qualidade e quantidade dos produtos colhidos devido a interferência (Sofiatti et al., 2021). Assim, a adoção de métodos de controle de forma integrada é fundamental para assegurar o manejo sustentável de plantas (Mendes et al., 2025). Entre os métodos de controle, o uso de herbicidas tem sido adotado amplamente devido a sua eficácia, baixo custo e otimização logística para controle de plantas daninhas em grandes áreas.

Os herbicidas têm sido utilizados em diferentes formas de aplicação e para cultivos diversos no Brasil. Entre as modalidades de aplicação, temos as aplicações em pré-emergência, pós-emergência. Nessas modalidades, diferentes herbicidas têm sido usados, e o diuron é um exemplo usado em culturas como soja, cana-de-açúcar, algodão, café, algumas frutíferas em aplicações em pré e pós-emergência (Sofiatti et al., 2021). Pertencente à classe química das feniluréias substituídas, seu mecanismo de ação está associado à inibição do fotossistema II, bloqueando o transporte de elétrons durante a fotossíntese e, conseqüentemente, interrompendo a produção de energia essencial para o crescimento das plantas (Wilkinson et al., 2017). Entre as características do diuron, a longa persistência no solo pode permitir efeito residual prolongado para controle de plantas daninhas (Reis et al., 2023). Isso é desejável para culturas com longo período de prevenção a interferência, como cana-de-açúcar e outras culturas perenes. Todavia, esse comportamento no solo favorece também o risco de contaminação de solo, água e organismos não-alvos, uma vez que após eventos de chuva ao longo do tempo esse herbicida pode lixiviar para águas subterrâneas (Lamnoi et al., 2025) e/ou sofrer processo de *runoff* para rios e mananciais (Peixoto et al., 2024; QUINTERO-CASTAÑEDA et al., 2024).

Outro problema causado pela alta persistência do diuron no solo é o *carryover*, esse fenômeno ocorre quando herbicidas permanecem no solo em quantidade suficiente para causar injúrias em culturas cultivadas em sucessão a cultura principal. Para herbicidas com longo residual, como o diuron, o risco associado ao *carryover* se torna alto, por

exemplo, injúrias causadas por diuron devido ao efeito *carryover* já foram observadas em culturas como *Glycine max* (soja), *Zea mays* (milho), *Phaseolus vulgaris* (feijoeiro) e *Cucumis sativus* (pepino) (Munhoz-Garcia et al. 2023). Além dos impactos diretos sobre culturas subsequentes, o diuron tem sido frequentemente detectado em águas subterrâneas (Lamnoi et al., 2025) e superficiais (Peixoto et al., 2024), evidenciando seu elevado potencial de mobilidade ambiental. Tal comportamento está associado a processos como lixiviação, escoamento superficial e deriva durante a pulverização, que favorecem sua dispersão para fora do alvo. Diante desses riscos, cresce o interesse em estratégias de mitigação capazes de reduzir a persistência e a bioatividade do diuron no ambiente, seja por meio de materiais adsorventes, biodegradação microbiana ou práticas de manejo do solo.

Considerando a importância do diuron como opção para o controle de plantas daninhas e os problemas associados ao seu uso, estratégias devem ser criadas para mitigar os efeitos negativos do seu uso. Algumas estratégias têm sido extensivamente estudadas, tal como o uso plantas capazes de extrair a molécula a partir do solo ou estimular sua degradação em processos que envolvem o estímulo a atividade microbioma (ROLANDO et al., 2023). Essa última, em geral, mostra resultados muito promissores, uma vez que a degradação microbioma tem mostrado ser a principal via de dissipação de herbicidas no solo (DE SOUZA, 2025). Por exemplo, estudos recentes mostram que a biodegradação do diuron no solo foi atribuída a algumas espécies microbianas, entre elas *Bacillus* spp. E *Pseudomonas* sp., com os gêneros *Bacillus* apresentando capacidade superior para degradação (cerca de 80-95,6% em 20 dias) comparado aos demais gêneros (HU et al., 2024). O uso de microorganismo é uma promissora alternativa para acelerar a degradação de herbicidas, no entanto, estudos em diferentes etapas do processo são necessários para alcançar o efeito final, ou seja, viabilizar a degradação do herbicida no solo. Entre essas etapas, é importante selecionar comunidades tolerantes, avaliar a capacidade de degradação *in vitro*, e depois investigar a viabilidade desse processo no solo. Muitas vezes, no solo, condição em que há a presença de outras comunidades microbiomas, o efeito degradador do microorganismo isolado pode não se manifestar devido as interações entre diferentes comunidades.

Entre as etapas citadas acima, a seleção inicial de microorganismos com potencial para degradação de herbicidas pode partir a partir de isolados de solos com histórico de aplicação do herbicida, como mostrado por Reginaldo et al., 2025. Essa técnica possui

desafios. Primeiramente, o número de isolados que podem ser obtidos para a triagem inicial é alto. Em segundo lugar, após selecionar isolados tolerantes e capazes de degradar os herbicidas, é necessário sequenciá-lo (para precisa identificação do indivíduo) e investigar a viabilidade de criar um produto formulado para possíveis aplicações no campo. Todo esse processo envolve muitas incertezas devido a inúmeros gargalos até a criação de um produto com aplicações comerciais. No entanto, uma alternativa é explorar o potencial de microorganismos já isolados, sequenciados e formulados a partir de produtos comerciais. Essa abordagem baseia-se no princípio de que microorganismos podem desempenhar múltiplas funções no ambiente, sendo necessário apenas investigar se aqueles já usados na agricultura para outros fins podem também degradar herbicidas. Na agricultura moderna, diversos produtos biológicos e fermentados microbianos contendo microorganismos benéficos têm sido amplamente utilizados com o objetivo de melhorar a qualidade química, física e biológica do solo, além de auxiliar no controle de pragas e doenças. Entre os principais gêneros bacterianos empregados destacam-se *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Azospirillum*, *Paenibacillus* e *Burkholderia*, reconhecidos por sua capacidade de promover o crescimento vegetal e modular a microbiota rizosférica (TARIQ et al., 2025). Apesar do avanço no uso de inoculantes microbianos, ainda são escassos os estudos que investigam se a melhoria da saúde e da atividade biológica do solo também pode favorecer a biodegradação de herbicidas e outros contaminantes orgânicos. A elucidação dessas interações é essencial para compreender o papel ecológico dos microorganismos na atenuação de xenobióticos, contribuindo para o desenvolvimento de sistemas agrícolas mais resilientes e ambientalmente sustentáveis.

Considerando o contexto apresentado, foi levantado a seguinte hipótese: microorganismos, metabólitos e compostos fermentados obtidos a partir de produtos biológicos comerciais podem desempenhar outra função biológica no ambiente, nesse caso, a capacidade de acelerar ou aumentar a degradação do diuron no solo. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de produtos à base de microorganismos na taxa e na eficiência de degradação do diuron no solo.

MATERIAL E MÉTODOS

Local e reagentes utilizados no estudo

Os experimentos foram realizados nos laboratórios de Microbiologia e Fitopatologia, e de Manejo de Plantas Daninhas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), localizada em Mossoró, RN, Brasil. Os produtos biológicos utilizados no estudo foram: Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), Soil Set® (P4) e Trust® (P5), todos pertencentes a empresa Alltech Crop Science.

Tabela 1. Características dos produtos biológicos utilizados nos experimentos

Produto	Tipo / Categoria	Função Principal	Benefícios Destacados	Observações / Adicionais	Doces
Produto 1 Compost-Aid® (P1)	Aditivo para compostagem à base de microrganismos e enzimas	Acelerar decomposição da matéria orgânica e enriquecer biomassa	Favorece multiplicação microbiana, acelera decomposição, melhora estrutura do composto	Melhora relação C:N; indicado para resíduos vegetais	1 kg/ha
Produto 2 Nem-Out® (P2)	Aditivo enzimático/microbiano	Otimizar decomposição de elementos orgânicos	Aumenta mineralização da matéria orgânica, equilíbrio microbiano	Voltado para reciclagem de restos culturais e compostagem	1kg/ha
Produto 3 Ready® (P3)	Fonte orgânica energética (linha Soil-Plex Ready)	Estimular atividade biológica e preparação do solo	Favorece mineralização, aumenta biodisponibilidade de nutrientes	Auxilia na preparação do solo para cultura subsequente	1L/ha
Produto 4 Soil Set® (P4)	Condicionador de solo à base de metabólitos microbianos e enzimas	Promover crescimento radicular e saúde do solo	Melhora desenvolvimento vegetal e tolerância a estresses	Registrado para uso orgânico em alguns mercados	1,5L/ha
Produto 5 Trust® (P5)	Bioestimulante do solo (linha Soil-Plex Trust)	Fortalecer microbiota benéfica e promover uniformidade das plantas	Desenvolvimento uniforme, resistência ao estresse, melhora estrutura do solo	Condicionador de solo e fertilizante líquido	1L/ha

Fonte: Adaptado de Alltech Crop Science (2025).

Os ensaios de degradação foram conduzidos usando o produto comercial Diuron Nortox 500 SC e reagentes de grau analítico. O padrão de diuron ($C_9H_{10}Cl_2N_2O$, 99%) e o ácido fórmico ($HCOOH$, 50% em água) foi obtido da Sigma-Aldrich. A acetonitrila (CH_3CN , 99,9%) foi adquirida da J. T. Baker®. A água ultrapura foi produzida por uma osmose reversa da Gehaka. A partir do padrão foi preparada uma solução estoque de diuron (2000 mg L^{-1}) em acetonitrila e armazenadas em frasco âmbar a $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$, sendo utilizada na preparação das soluções de trabalho por diluições sucessivas.

Teste de crescimento bacteriano e tolerância ao herbicida diuron

Em Erlenmeyers contendo meio de cultura Nutriente ágar (NA), realizou-se a incorporação do diuron Nortox 500 SC (1000 ppm) (Billet et.,2021) e dos produtos biológicos (seguindo a dose recomendada para cada produto (Tabela 1)) antes da solidificação total do meio ($\pm 50^{\circ}\text{C}$). O controle de cada produto biológico consistiu na incorporação dos produtos em NA sem adição do herbicida. Em seguida os meios foram vertidos em placas de Petri que foram mantidas por 24 horas em estufa incubadora do tipo BOD, a $28 \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$. Após o período de incubação foi avaliado o crescimento microbiano de cada produto na presença do diuron, e comparado com seus respectivos controles. Os produtos que apresentaram crescimento na presença do herbicida, foram considerados como tolerantes.

Capacidade de degradação do diuron comercial *in vitro*

Os produtos biológicos previamente selecionados quanto a tolerância ao diuron foram avaliados sobre a capacidade de promover a degradação do herbicida em sua formulação comercial em duas concentrações diferentes, $2,5\text{ mL L}^{-1}$ e $3,75\text{ mL L}^{-1}$, representando doses comerciais recomendadas pelos fabricantes equivalente doses de calda diferentes (dose 1= $1\text{L}/400\text{L}$ e dose 2 = $1,5\text{L}/400\text{L}$). A unidade experimental correspondeu a um frasco do tipo Erlenmeyer (250 mL), contendo 100 mL de caldo nutriente (3,0 g/L Extrato de carne, 5 g/L Peptona, 5 g/L Cloreto de Sódio). Em cada frasco, foram adicionados $78,5\text{ mg/L}$ da formulação comercial do diuron e do produto biológico na dose correspondente. Erlenmeyers contendo apenas o caldo nutriente e o diuron serviram como controle. O experimento foi conduzido em delineamento

inteiramente casualizado (DIC), com três repetições, sob condições controladas em câmara de incubação tipo BOD (Biological Oxygen Demand), sem incidência de luz e com temperatura de $28 \pm 2^\circ\text{C}$. Os tratamentos foram arranjados em esquema de parcelas subsubdividida onde as parcelas consistiram nos produtos testados (Compost-aid (P1), Nem-out (P2), Ready (P3), Soil Set (P4) e Trust (P5)), as subparcelas corresponderam as doses aplicadas de cada produto (dose 1 e dose 2). As amostras foram avaliadas ao longo de 15 dias (3, 6, 9, 12 e 15 dias de incubação). Para a extração do herbicida do meio de cultura, alíquotas de 10 mL foram transferidas dos erlenmeyers de cada tratamento para tubos Falcon e adicionados 10 mL de acetonitrila, com posterior agitação orbital por 30 minutos. Em seguida, foram incorporados 1 g de NaCl e 2 g de MgSO_4 às amostras. Após homogeneização em vórtex, o material foi centrifugado, e o sobrenadante obtido foi filtrado em membranas de $0,22 \mu\text{m}$ e armazenado em frascos do tipo *vial* de 1,5 mL para posterior análise.

Capacidade de degradação do diuron comercial em solo

Após a etapa de avaliação de degradação do diuron *in vitro*, os produtos foram avaliados quando a eficiência de degradação do herbicida no solo. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no delineamento inteiramente casualizado (DIC), em esquema de parcelas subdivididas, sendo as parcelas correspondentes aos produtos comerciais testados (Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), e Trust® (P5)), enquanto o controle consistiu na adição do herbicida diuron sem produto biológico. A concentração do herbicida no solo foi avaliada ao longo de 70 dias, em diferentes épocas de coleta (1, 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50, 60 e 70 dias após a aplicação). As unidades experimentais corresponderam a vasos com a capacidade de 300 ml revestidos com saco plástico e preenchidos com 250 g de solo autoclavado. A autoclavagem do solo foi realizada duas vezes por um período de uma hora cada a 121°C , com intervalo de 24 horas entre as autoclavagens. Posteriormente, realizou-se a aplicação de 20 mL de solução de diuron (78,5 mg/L) por meio do uso de uma proveta graduada. Após 24h da aplicação do herbicida adicionou-se 20 mL da solução contendo os produtos biológicos no solo, seguindo a melhor dose obtida no teste *in vitro*. O solo foi irrigado diariamente visando manter na capacidade campo. As amostras de solo foram coletadas para quantificação do herbicida remanescente no solo em cada data correspondente. De cada amostra foi pesado 5 g de solo, previamente homogeneizados, e colocadas em tubos Falcons adicionada uma mistura

extratora composta de 10 mL de acetonitrila e 2 mL de água destilada. Os tubos Falcons foram submetidos à agitação vertical (12 rpm) durante 15 minutos e 15 min em ultrassonicação. Logo após, foi adicionado 1g de NaCl e 2g de MgSO₄, após os tubos passaram por agitação em vórtex até homogeneização, e depois foram submetidos a centrifugação, posteriormente as amostras foram filtradas em membrana de 0,22 µm e armazenadas em vials de 1,5 mL.

Condições cromatográficas e de espectrometria de massa

O UHPLC utilizado é equipado com um detector Nexera X2 (Shimadzu, Tóquio, Japão), duas bombas LC - 30AD, um desgaseificador DGU – 20A5R, um auto - sampler Sil - 30AC, um forno de coluna CTO - 30AC e um CBM –20A controlador e uma coluna Restek (Pinnacle DB AQ C18 de tamanho 50 x 2,1 mm, com partículas de 1,9 µm). As condições cromatográficas aplicadas consistiram de um fluxo de 0,20 mL min⁻¹, volume de injeção de 5 µL e as temperaturas do amostrador e do forno da coluna foram de 15 e 45 °C, respectivamente. A fase móvel A (água ultrapura com 0,1% de ácido fórmico) e fase móvel B (acetonitrila grau HPLC). A eluição ocorreu de forma isocrática com 80% de B. O espectrômetro de massa triplo quadrupolo da série LCMS-8040 (Shimadzu, Tóquio, Japão) com fonte de ionização por eletrospray (ESI), foi operado em modo de ionização positiva. Os parâmetros para o monitoramento de reações múltiplas (MRM) estão resumidos na Tabela 2. A tensão de interface foi ajustada para 4,5 kV, temperatura da linha de dessolvatação foi de 250°C, fluxo de gás nitrogênio de nebulização com 3 L min⁻¹; temperatura do bloco de 400°C, fluxo de gás nitrogênio de secagem com 15 L min⁻¹ e gás argônio de colisão com pressão de 230 kPa.

Tabela 2. 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

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

Análise estatística

Os dados obtidos experimentalmente foram inicialmente submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965). As variáveis referentes à

degradação percentual e à velocidade de degradação no ensaio *in vitro*, bem como à degradação percentual e ao tempo de meia-vida no ensaio em solo, foram avaliadas por meio de análise de variância (ANOVA) ao nível de significância de 5%. Quando constatadas diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,050$), utilizando-se o programa estatístico SISVAR versão 5.7 (Ferreira, 2019). A análise multivariada por agrupamento foi realizada no software Statistica, versão 7.0 (Statsoft., 2004), para selecionar os isolados mais promissores na degradação *in vitro*, essa análise foi realizada adotando a distância euclidiana e o método Ward para ligar os casos entre si. A distância de corte na análise de agrupamento foi definida como 3,2, sendo esse valor obtido por meio do método proposto por Mahalanobis (1930). Posteriormente, os modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO, Eq. 1) e pseudo-segunda ordem (PSO, Eq. 2) foram ajustados aos dados experimentais dos ensaios *in vitro* e no solo, utilizando o programa estatístico OriginPro® 2016 (Origin Lab Corporation, EUA). Os tempos de meia-vida estimados para os modelos PPO e PSO foram calculados com base nas Equações 3 e 4, respectivamente. Para avaliar o desempenho dos modelos na descrição da cinética de degradação do herbicida, os ajustes foram comparados com base no coeficiente de determinação (R^2 , Eq. 5) e no Critério de Informativo de Akaike corrigido (AICc, Eq. 6), visando identificar o modelo mais adequado para representar o fenômeno observado.

Modelo cinético pseudo-primeira ordem (PPO)

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

Modelo cinético pseudo-segunda ordem (PSO)

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

Tempo de meia-vida estimado pelo PPO

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{K_1} \quad (\text{Eq. 03})$$

Tempo de meia-vida estimado pelo PSO

$$t_{1/2} = \frac{1}{K_2[C]_0} \quad (\text{Eq. 04})$$

Coeficiente de determinação

$$R^2 = 1 - \frac{RSS}{TSS} \quad (\text{Eq. 05})$$

Critério informativo de akaike

$$AICc = N \ln \frac{(SSE)}{N} + 2N_P + \frac{2N_P(N_P+1)}{N-N_P-1} \quad (\text{Eq. 06})$$

Nas quais, $[C]_0$ (mg L^{-1}) é a concentração inicial, $[C]_t$ (mg L^{-1}) é a concentração no tempo, t (Dia) é o tempo, K_1 (Dia^{-1}) e K_2 ($\text{L mg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) são, respectivamente, as constantes cinéticas para os modelos PPO e PSO e $t_{1/2}$ (Dia) é o tempo de meia-vida. RSS corresponde a Soma dos quadrados dos resíduos e TSS a Soma total dos quadrados. N_P é o número de parâmetros do modelo e N o tamanho da amostra, SSE corresponde a soma dos desvios ao quadrado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Crescimento bacteriano e tolerância ao herbicida diuron

A tolerância microbiana dos diferentes produtos foram analisadas após a exposição ao diuron (Figura 1). Todos os produtos foram capazes de crescer no meio sem herbicida, com maior número de colônias observadas para o P5, P3, P1, P2 e P4 (Figura 1). Na presença do diuron, todos os produtos mostraram redução do crescimento bacteriano (Figura 1), sugerindo que o produto formulado a base de diuron foi capaz de causar um estresse aos microorganismos.

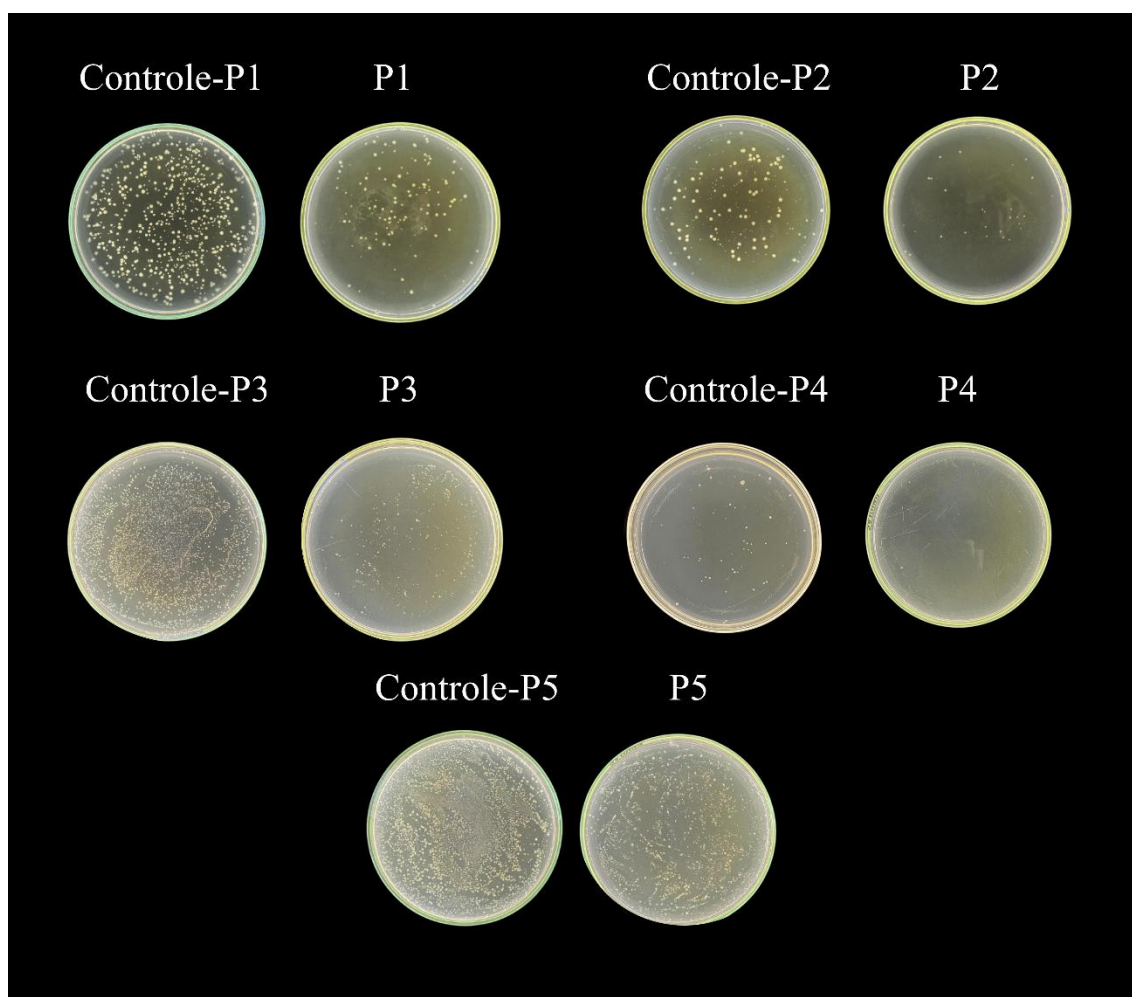


Figura 1. Teste de crescimento bacteriano em placas com o herbicida diuron: Controle - Produto 1 (P1); Controle – Produto 2 (P2); Controle – Produto 3 (P3); Controle – Produto 4 (P4); Controle – Produto 5 (P5).

A presença de herbicidas causou maior redução das colônias presentes com o produto P4. Para o P4 foi observado um crescimento inferior aos demais produtos para condições sem herbicida. Esse resultado não indica falha metodológica, uma vez que, segundo as informações descritas em bula, esses produtos não possuem a obrigatoriedade de conter bactérias viáveis em sua formulação. Todavia, os resultados indicam que ainda células ou esporos viáveis remanescentes de bactérias utilizados nos processos fermentativos de produção. No caso do produto P5, por exemplo, a presença de crescimento microbiano sugere que o fermentado contém metabólitos secundários e, possivelmente, fragmentos celulares ou microrganismos viáveis oriundos do processo biotecnológico utilizado em sua fabricação, o que explicaria a atividade observada mesmo na ausência do herbicida.

As comunidades microbianas dos produtos expostos ao herbicida formulado a base de diuron apresentaram redução no número de colônias crescidas nas placas de *petri*, sugerindo um efeito tóxico do diuron ou outros inertes pertencentes no produto formulado. Esse resultado sugere que, apesar da presença de consórcios microbianos e compostos bioativos potencialmente benéficos, a tolerância ao diuron varia entre os tratamentos, possivelmente em função das diferenças na composição das comunidades bacterianas e nos tipos de metabólitos produzidos. Conforme apontado em estudos anteriores, o diuron, embora atue primariamente como inibidor da fotossíntese em organismos fotossintéticos, pode também impactar comunidades bacterianas devido à sua toxicidade geral e às alterações ambientais que provoca no solo (Ruuskanen et al., 2023). De forma complementar, Fernandes et al. (2020) destacam que resíduos de diuron podem comprometer a atividade microbiana, limitando o crescimento de grupos mais sensíveis. Assim, a resposta diferenciada observada entre os tratamentos neste estudo reforça a relevância tanto da diversidade microbiana quanto das características funcionais dos metabólitos presentes para mitigar os efeitos negativos do herbicida e manter a atividade biológica do solo.

Capacidade de degradação dos produtos biológicos para o diuron *in vitro*

Os produtos testados apresentaram capacidade de crescimento microbiano mesmo na presença do herbicida diuron, embora alguns tenham sido afetados de forma significativa, conforme descrito anteriormente. Todos os produtos foram incluídos no teste para capacidade de degradação *in vitro* devido a tolerância observada no ensaio anterior processo de biodegradação.

A degradação ao longo do tempo do diuron *in vitro* foram ajustados aos modelos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO), como observados na Tabela 3. Tanto o modelo de primeira ordem (PPO) quanto o de segunda ordem (PSO) apresentaram bons ajustes para explicar a cinética de degradação, com coeficientes de determinação (R^2) variando entre 0,81 e 0,99. Em geral, os maiores valores de R^2 foram observados para o modelo de segunda ordem, acompanhado também de menores valores do critério de informação de (AICc), indicando melhor ajuste desse modelo aos dados. Esse resultado sugere que a degradação do herbicida, sob as condições avaliadas, pode ser mais bem explicada por um processo de segunda ordem, no qual a taxa de degradação depende não apenas da concentração do composto, mas também da interação com as bactérias presentes.

Tabela 3. Parâmetros obtidos pelos modelos cinéticos na degradação do diuron *in vitro*.

Tratamento	Dose	PPO				PSO			
		Co (mg L ⁻¹)	K ₁ x 10 ⁻³ (dia ⁻¹)	R ²	AICc	Co (mg L ⁻¹)	K ₂ x 10 ⁻⁵ (L mg ⁻¹ dia ⁻¹)	R ²	AICc
Controle	-	84,96±0,74	9,80±0,85	0,97	4,00	85,27±0,70	12,60±0,98	0,98	2,98
P1	1	83,10±0,75	18,86±1,18	0,98	8,77	83,89±0,83	26,65±1,72	0,99	7,95
	2	86,06±2,57	22,15±3,07	0,94	17,37	87,12±3,53	30,59±5,06	0,92	15,07
P2	1	91,85±1,90	54,08±3,40	0,99	14,57	103,72±2,29	90,43±3,53	0,99	7,02
	2	68,48±4,16	20,59±5,63	0,81	22,23	70,79±4,72	38,59±9,11	0,84	20,99
P3	1	83,96±0,56	6,12±0,63	0,96	-2,28	84,07±0,58	7,69±0,79	0,96	-2,40
	2	82,71±0,49	9,12±0,67	0,98	-1,25	82,96±0,46	11,92±0,74	0,98	-2,98
P4	1	84,93±0,82	25,05±0,89	0,99	11,16	86,83±0,76	37,38±1,04	0,99	10,67
	2	99,46±5,01	47,44±7,33	0,94	29,67	102,81±9,96	74,99±12,06	0,95	27,36
P5	1	79,63±0,46	8,60±0,39	0,99	11,21	79,91±0,47	11,81±0,51	0,99	10,91
	2	75,52±1,94	11,72±2,92	0,84	14,85	75,71±2,18	16,86±4,50	0,83	14,74

Co = Concentração inicial. K₁ = constante de velocidade do modelo cinético pseudo-primeira ordem. K₂ = constante de velocidade do modelo cinético pseudo-segunda ordem. R² = coeficiente de determinação. AICc = critério de informação de Akaike corrigido.

Houve uma variação entre os tratamentos para a velocidade de degradação do diuron. O tratamento P2 dose 1 destacou-se com as maiores constantes de degradação (K₁ = 54,08 × 10⁻³ d⁻¹; K₂ = 90,43 × 10⁻⁵ L mg⁻¹ d⁻¹), evidenciando elevada atividade microbiana e maior capacidade de transformação do herbicida. Já o tratamento P3 dose 1 apresentou as menores constantes (K₁ = 6,12 × 10⁻³ d⁻¹; K₂ = 7,69 × 10⁻⁵ L mg⁻¹ d⁻¹), indicando um processo mais lento de degradação. Essa diferença pode estar associada à composição microbiana específica de cada tratamento, bem como à presença ou ausência de populações com potencial degradador.

A comparação entre as doses aplicadas em cada tratamento revelou que o aumento da concentração de diuron não resultou obrigatoriamente em maior taxa de degradação. Em alguns casos, como P2 dose 2 e P5 dose 2, foram observados menores valores de R² e maiores AICc em ambos os modelos, sugerindo maior variabilidade dos dados e possível efeito inibitório do herbicida em concentrações mais elevadas sobre a comunidade microbiana. Por outro lado, no tratamento P4, a dose mais alta (P4 dose 2) levou ao aumento da constante de degradação em relação à dose menor (P4 dose 1), o que

demonstra que a resposta da microbiota à exposição ao diuron pode variar conforme as condições ambientais e a adaptação dos microrganismos presentes.

O controle apresentou valores de constantes de degradação significativamente menores em comparação com os tratamentos expostos, tanto em PPO ($K1 = 9,80 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$) quanto em PSO ($K2 = 12,60 \times 10^{-5} \text{ L mg}^{-1} \text{ d}^{-1}$). Esse resultado demonstra que a presença dos componentes nos produtos testados é capazes de acelerar a dissipação do diuron, visto que no controle não há estímulo específico para seleção ou proliferação de microrganismos degradadores. Ainda assim, observou-se uma degradação basal do herbicida, possivelmente associada à atividade de microrganismos provenientes da reinfestação natural com capacidade limitada de metabolizar o diuron.

De modo geral, os resultados indicam que a degradação do diuron depende fortemente das condições microbianas, sendo a cinética de segunda ordem a que melhor descreve o processo em diferentes ambientes (RIBEIRO et al., 2023; SANTOS et al., 2024). Essa relação evidencia a importância do manejo biológico e da bioaugmentação como estratégias para reduzir o acúmulo residual do composto, uma vez que comunidades bacterianas específicas, como *Bacillus* e *Pseudomonas*, demonstram alta capacidade degradadora (ZHANG et al., 2024). A análise da cinética de degradação também fornece subsídios para compreender a persistência do diuron no ambiente, permitindo propor práticas agrícolas mais sustentáveis e contribuindo para a manutenção da saúde e fertilidade do solo.

A avaliação da cinética de degradação do diuron *in vitro* evidenciou também diferenças importantes entre os modelos testados. Embora tanto o modelo de pseudo-primeira ordem (PPO) quanto o de pseudo-segunda ordem (PSO) tenham apresentado ajustes satisfatórios ($R^2=0,81-0,99$), o PSO mostrou desempenho superior, principalmente por mostrar valores de AICc um pouco menores quando comparados com o de PPO, e pelas maiores constantes de velocidade ($K2$). Alguns trabalhos mostram essa tendência, destacando que o herbicida diuron frequentemente apresenta melhor ajuste ao modelo cinético PSO quando há participação de processos de adsorção e degradação mediada por comunidades bacterianas (ANGLY et al., 2016; VALOIS et al., 2025; FRANCO et al., 2024).

Diferente do observado no primeiro teste em placa, o teste *in vitro* mostrou que entre os tratamentos avaliados, o P2 se destacou pela maior eficiência na degradação do diuron. O tratamento P2 dose 1 apresentou elevada constante de velocidade no PSO ($K2 = 90,43 \times 10^{-5} \text{ L mg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$) e ajuste robusto ($R^2 = 0,99$; AICc = 7,02). Esse valor indica

não apenas maior capacidade de degradação, mas também estabilidade no ajuste estatístico, sugerindo que as formulações contendo metabólitos microbianos de fermentação e consórcios bacterianos ativos contribuem eficientemente para acelerar o processo de remoção do herbicida. Trabalhos anteriores, como o de Moraes et al. (2024), indicam que microrganismos presentes em solos com histórico de uso e aplicação de herbicidas podem desenvolver enzimas específicas para degradar o diuron e seus metabólitos intermediários, como o DCPU e a 3,4-DCA (ANGLY et al., 2016). Essa adaptação microbiana aumenta a eficiência do processo de degradação, o que pode explicar o melhor desempenho observado em alguns tratamentos, como no caso do P2 dose 1, que apresentou maior constante de velocidade e melhor ajuste cinético (YANAN et al., 2023).

A literatura também demonstra que microrganismos isolados de solos com histórico de uso de herbicidas desenvolvem vias metabólicas específicas e induzem a expressão de genes codificadores de enzimas responsáveis pela degradação desses compostos (ALKA et al., 2021; LI et al., 2023). Tal adaptação pode explicar o elevado desempenho cinético do P2 dose 1, uma vez que a formulação utilizada contém consórcios de bactérias potencialmente já expostas a compostos xenobióticos. Além disso, a presença de metabólitos de fermentação e substratos orgânicos pode atuar como fonte de energia suplementar, estimulando a atividade microbiana e acelerando o processo de degradação (ZHU et al., 2022). No entanto, é importante ressaltar que os resultados *in vitro* representam condições ideais de degradação, e a eficiência observada pode variar em ambiente natural devido às condições físico-químicas do solo.

Por outro lado, o tratamento P3 não apresentou resultados satisfatórios, especialmente na dose 1, com valores reduzidos de constante ($K_1 = 6,12 \times 10^{-3} \text{ L mg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), menor ajuste ($R^2 = 0,96$) e AICc (-2,28). Esse desempenho inferior sugere que a composição microbiana ou os metabólitos presentes nessa formulação não foram suficientes para promover degradação eficiente, sendo menos competitivos em relação a outros tratamentos avaliados. Essa variabilidade entre tratamentos também é relatada na literatura, onde apontam diferenças na capacidade de comunidades microbianas em resistir aos efeitos tóxicos do diuron e em utilizá-lo como fonte de carbono ou energia (EGEA et al., 2017).

É importante observar que, no controle, ambos os modelos apresentaram ajustes semelhantes ($R^2 = 0,97-0,98$), com AICc entres (4,00 para PPO e 2,98 para PSO) e constantes relativamente baixas ($K_1 = 9,80 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$; $K_2 = 12,60 \times 10^{-5} \text{ L mg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

Isso demonstra que parte da degradação ocorre naturalmente, possivelmente por processos físico-químicos, mas em menor intensidade quando comparada aos tratamentos biológicos. Outros estudos também destacam que, em condições *in vitro*, parte da degradação pode seguir cinética de primeira ordem, especialmente em situações de ausência de estímulo microbiano adicional (SINGH; SINGLA, 2020).

A superioridade observada em tratamento como o P2 dose 1 evidencia que consórcios microbianos específicos e metabólitos derivados de processos fermentativos podem potencializar a degradação. Esses resultados quando comparados com recentes estudos e trabalhos na área, destaca a importância dos microrganismos, principalmente bactérias na mitigação dos impactos ambientais ocasionados por herbicidas e na manutenção da saúde do solo (SINGH; SINGLA, 2020).

A Figura 2 apresenta os percentuais de degradação do herbicida diuron sob diferentes tratamentos biológicos em duas doses (D1 e D2), comparados ao controle. Os tratamentos apresentaram diferenças na degradação do herbicida, sendo que o controle degradou apenas 10% da concentração inicial de diuron.

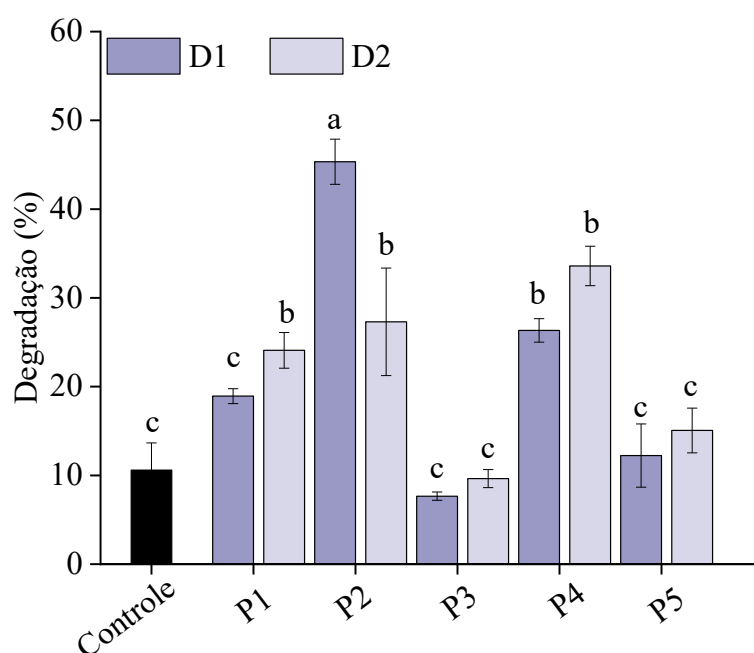


Figura 2. Porcentagem de degradação do diuron *in vitro* em relação aos produtos biológicos (P1; P2; P3; P4 e P5), ao controle após 15 dias.

Maior taxa de degradação ocorreu para o produto P2 na dose D1, com redução de 45% do herbicida. Menor eficiência ocorreu para o uso do produto P3 e P5 em ambas as doses do diuron. Os tratamentos P3 e P5 apresentaram as menores taxas de degradação,

inferiores a 20% em ambas as doses, sem diferenças estatísticas em relação ao controle (grupo “c”). Isso indica que as formulações correspondentes não tiveram microrganismos ou metabólitos suficientemente ativos para promover uma degradação significativa do herbicida. O tratamento P1 apresentou desempenho intermediário, com taxas variando entre 20% e 25% nas duas doses. Embora superiores ao controle, esses valores ficaram abaixo dos registrados para P2 e P4, sugerindo uma eficácia moderada.

A análise da velocidade de degradação do diuron mostrou diferenças entre os tratamentos testados (Figura 3). O controle apresentou a menor taxa, em torno de $0,7 \text{ mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, caracterizando a baixa degradação natural do herbicida no sistema avaliado. Em comparação, o tratamento P2 na dose D1 destacou-se como o mais eficiente, alcançando aproximadamente $3,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, valor mais de quatro vezes superior ao controle.

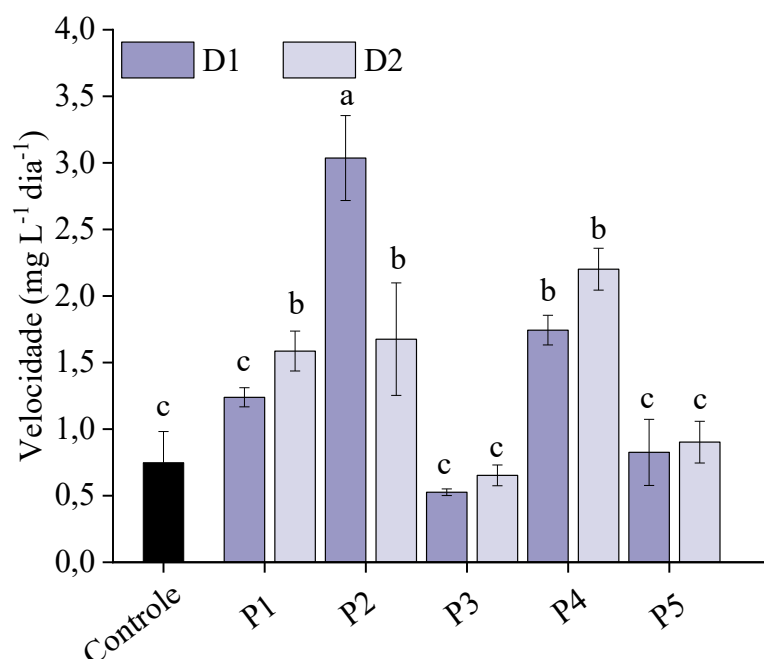


Figura 3. Velocidade de degradação do diuron *in vitro* em relação aos produtos biológicos (P1; P2; P3; P4 e P5), e ao controle em 15 dias.

O tratamento P4 também apresentou resultados consistentes, com velocidades próximas de $1,8 \text{ mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (D1) e $2,2 \text{ mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ (D2). Apesar de inferiores ao P2 em D1, esses valores evidenciam boa capacidade de degradação, sendo classificados estatisticamente no grupo “b”. Já o tratamento P1 exibiu comportamento intermediário, com taxas variando de $1,3$ a $1,6 \text{ mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, superiores ao controle, mas inferiores aos melhores tratamentos, ficando nos grupos “b/c”.

Por outro lado, os tratamentos P3 e P5 apresentaram desempenhos insatisfatórios, com velocidades entre 0,6 e 1,0 mg L⁻¹ dia⁻¹, sem diferenças significativas em relação ao controle (grupo “c”). Esses resultados indicam que apenas parte das formulações avaliadas foi capaz de acelerar de maneira efetiva a degradação do diuron, com destaque para o tratamento P2, sobretudo em P2 dose 1, e para o P4, que demonstrou constância entre as duas doses. Assim, enquanto P2 e P4 se mostram promissores para favorecer a biorremediação do herbicida, P1 possui eficácia limitada, e P3 e P5 não apresentaram efeito relevante sobre a taxa de degradação.

Capacidade de degradação dos produtos biológicos para o diuron no solo

A avaliação cinética de degradação do diuron no solo (Tabela 4) mostrou que os dois modelos testados, de primeira e segunda ordem, se ajustaram adequadamente aos dados experimentais, com coeficientes de determinação elevados (R² entre 0,92 e 0,98). Embora ambos tenham descrito bem a degradação do herbicida, o modelo de segunda ordem apresentou valores de AICc ligeiramente menores, sugerindo um ajuste estatístico mais consistente. Esses resultados indicam que a degradação do diuron no solo pode estar relacionada não apenas à concentração do pesticida, mas também à interação entre o composto e os produtos biológicos, quando ambos estão presente no solo.

Tabela 4. Parâmetros obtidos pelos modelos cinéticos na degradação do diuron no solo.

Tratamento	PPO				PSO			
	Co (mg L ⁻¹)	K ₁ x 10 ⁻³ (dia ⁻¹)	R ²	AICc	Co (mg L ⁻¹)	K ₂ x 10 ⁻³ (L mg ⁻¹ dia ⁻¹)	R ²	AICc
Controle	6,26±0,09	10,11±0,41	0,98	25,22	6,41±0,20	2,20±0,17	0,96	26,47
P1	5,37±0,81	10,84±1,13	0,92	24,66	5,65±0,14	2,84±0,17	0,97	31,22
P2	5,46±0,14	11,12±0,87	0,95	24,17	5,71±0,14	2,91±0,19	0,97	27,44
P3	5,14±0,14	8,99±0,77	0,93	20,31	5,29±0,18	2,32±0,18	0,95	22,06
P5	4,84±0,14	10,04±1,05	0,92	21,86	4,98±0,15	2,83±0,27	0,94	25,19

Co = Concentração inicial. K₁ = constante de velocidade do modelo cinético pseudo-primeira ordem. K₂ = constante de velocidade do modelo cinético pseudo-segunda ordem. R² = coeficiente de determinação. AICc = critério de informação de Akaike corrigido.

Em termos de desempenho dos tratamentos, observou-se que o controle apresentou degradação natural do diuron, reflexo de processos não vivos, como a hidrólise, onde a reação química do herbicida com a água pode levar a sua quebra, ou a fotólise, degradação do herbicida pela ação da luz (LOPES et al.,2019). No entanto, com a aplicação dos

produtos biológicos promoveu uma maior taxa de degradação. O P1 e o P2 se destacaram com constantes de degradação ligeiramente superiores às do controle, mostrando assim um estímulo à atividade microbiana capaz de metabolizar o herbicida. Por outro lado, o P3 apresentou o menor valor de constante entre os tratamentos, indicando baixa eficiência na degradação, enquanto o P5 mostrou desempenho semelhante ao do controle, sem efeito expressivo adicional.

Os resultados demonstram que a resposta ao uso dos produtos biológicos é variável e depende diretamente da formulação utilizada. Enquanto alguns produtos mostraram potencial para acelerar a degradação do diuron no solo, outros apresentaram efeito neutro ou pouco significativo.

Enquanto no teste *in vitro* o P2 destacou-se pelo desempenho superior, no solo seu efeito foi um pouco inferior, ainda que ligeiramente maior que o controle. Isso pode estar associado às condições físico-químicas do solo ou à biodisponibilidade do herbicida, que são fatores ausentes nos experimentos controlados. O mesmo se observa para o P5, que *in vitro* mostrou taxas elevadas de degradação, mas no solo apresentou valores muito próximos ao controle, sugerindo que sua eficácia depende do ambiente.

Embora os resultados *in vitro* (Tabela 3), para o tratamento P2 evidenciem elevada eficiência degradativa do diuron, essa superioridade não se mostra de modo tão expressivo nos ensaios com solo autoclavado, onde a variação entre tratamentos foi menor e muitas das diferenças não foram estatisticamente significativas. Esse contraste se alinha com achados recentes que apontam para limitação da aplicação de produtos biológicos em solos esterilizados, sem os microrganismos nativos ativos ou estrutura edáfica intacta, fatores como penetração do composto, impactos de adsorção às partículas do solo, e ausência de competição ou cooperação microbiana natural da região alteram a biodisponibilidade do herbicida e o funcionamento de vias metabólicas (ZHOU et al., 2022; MARTÍNEZ et al., 2021). Assim, mesmo produtos com alto desempenho *in vitro*, como o P2 podem apresentar eficiência reduzida quando aplicados em solos com condições simplificadas ou mínima microbiota nativa. Esses fatores reforçam a necessidade de validação dos produtos biológicos em solos com a microbiota ativa e em condições ambientais próximas das de campo, para garantir que os resultados positivos em laboratório se mostrem eficientes para a saúde do solo.

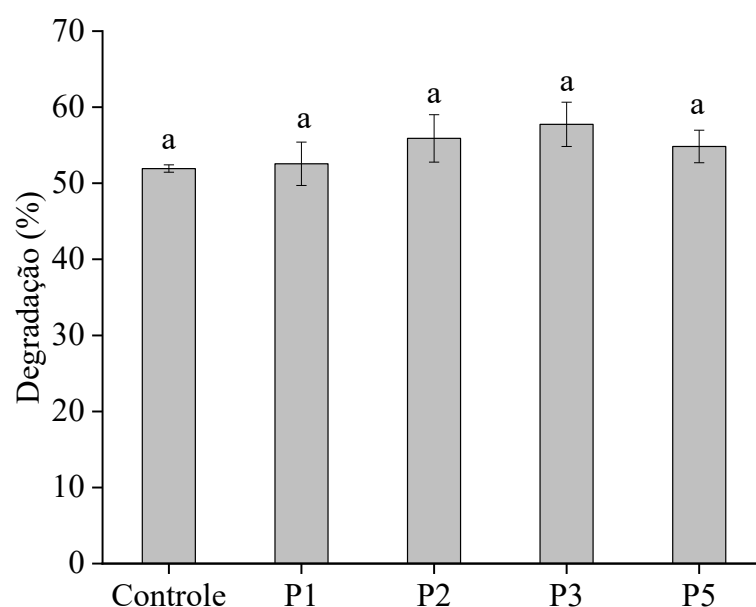


Figura 4. Percentuais de degradação do diuron no solo após 70 dias de incubação, comparando o controle com os tratamentos (Produtos Biológicos: P1; P2; P3 e P5).

O monitoramento da degradação do diuron no solo ao longo de 70 dias (Figura 4.), mostrou que todos os tratamentos, incluindo o controle, resultaram em perdas entre aproximadamente 52% e 57% do herbicida. Embora o tratamento com o produto biológico (P3) tenha apresentado a maior média de degradação (57%) e o controle a menor (52%), a análise estatística não indicou diferenças significativas entre os grupos.

Trabalhos recentes apontam que a esterilização do solo pode reduzir as interações microbianas necessárias para a ativação de vias metabólicas de degradação e limitar a eficiência dos microrganismos, uma vez que esses dependem de interações simbióticas e co-metabólicas com a microbiota nativa (ZHOU et al., 2022; MARTÍNEZ et al., 2021). Além disso, fatores como a adsorção do diuron à matéria orgânica e aos colóides minerais podem ter reduzido sua biodisponibilidade, reduzindo a degradação microbiana (ZHU et al., 2022).

Apesar da ausência de diferenças estatísticas entre os tratamentos, a leve tendência de maior degradação observada para o produto biológico (P3) pode refletir a presença de cepas com alguma capacidade degradadora ou de metabólitos que favorecem a ativação de enzimas oxidativas envolvidas no metabolismo de fenilureias. Resultados semelhantes foram relatados por Alka et al. (2021) e Li et al. (2023), que destacaram que a eficiência

na degradação do diuron depende não apenas da presença de microrganismos degradadores, mas também das condições edáficas, do tipo de substrato e da disponibilidade de co-fatores metabólicos. Esses autores observaram que, em solos com baixa atividade biológica, as taxas de degradação tendem a se estabilizar, mesmo na presença de produtos biológicos, colaborando com o comportamento observado neste trabalho. Dessa forma, os resultados obtidos indicam que, em solos esterilizados, a introdução de produtos biológicos não promove ganhos expressivos na degradação do diuron, reforçando a importância de validar a eficiência desses produtos em solos com microbiota ativa e em condições mais próximas da realidade agrícola.

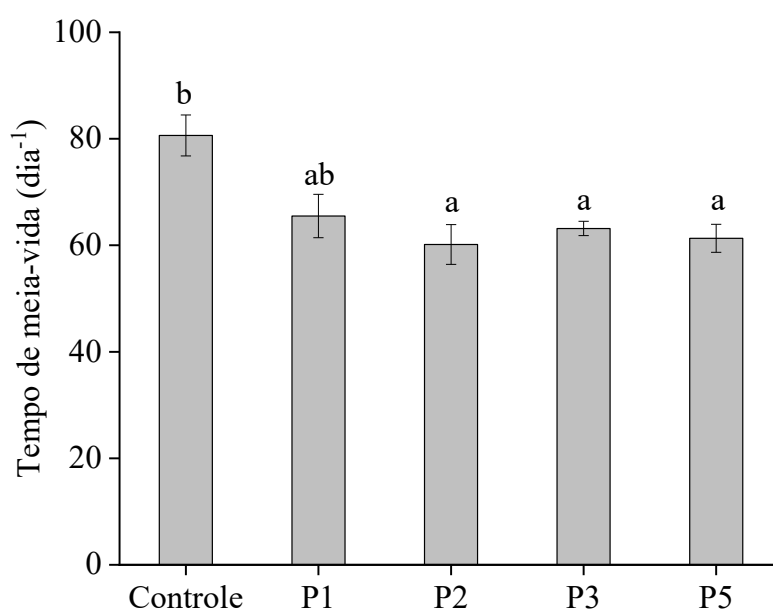


Figura 5. Tempo de meia-vida do diuron no solo, comparando o controle com os tratamentos (Produtos Biológicos: P1; P2; P3 e P5).

Observa-se na figura 5, que o controle apresentou o maior tempo de meia-vida, aproximadamente 80 dias, valor significativamente superior aos tratamentos, como indicado pela letra b. Isso mostra que, na ausência de produtos biológicos, o diuron persiste por mais tempo no solo. Já os tratamentos com os produtos biológicos reduziram o tempo de meia-vida para uma faixa de 60 a 67 dias, mostrando que na presença dos microrganismos presentes nos produtos favoreceu a degradação do herbicida no solo.

Entre os tratamentos, (P2), (P3) e (P5) não diferiram estatisticamente entre si, todos classificados com a letra a, e apresentaram os menores tempos de meia-vida (60–63 dias).

O tratamento (P1) apresentou valor intermediário aproximadamente (67 dias), compartilhando as letras ab, o que indica desempenho próximo ao dos demais tratamentos, mas sem diferença marcante em relação ao controle.

A análise da degradação do diuron no solo após 70 dias (fig 4.), mostrou que todos os tratamentos, incluindo o controle, apresentaram percentuais de degradação próximos (52–57%), sem diferenças estatísticas significativas. Esse resultado nos mostra que, no período avaliado, a aplicação dos produtos biológicos não promoveu aumento expressivo na porcentagem total de degradação em relação ao controle. No entanto, quando se observa o tempo de meia-vida, surgem diferenças importantes entre os tratamentos.

O controle apresentou o maior valor de meia-vida aproximadamente (80 dias), figura 5. Evidenciando assim maior persistência do herbicida no solo, já os tratamentos com produtos biológicos reduziram esse tempo para valores entre 60 e 67 dias, indicando que a presença dos microrganismos acelerou o processo de degradação. Os tratamentos P2, P3 e P5 se destacaram por apresentar os menores tempos de meia-vida (60 dias), enquanto o P1 apresentou resultado intermediário (67 dias). Esses dados sugerem que, embora a taxa final de degradação após 70 dias não tenha diferido estatisticamente entre os tratamentos, a velocidade com que o herbicida foi degradado foi significativo na presença dos tratamentos que contém os produtos biológicos, reduzindo assim seu tempo de permanência no solo.

Um trabalho com consórcio bacteriano isolado de solo contaminado por plantações de cana demonstrou que a bioaugmentação com uma mistura de *Bacillus subtilis*, *Acinetobacter baumannii* e *Pseudomonas sp.* elevou a taxa de degradação de diuron e de seus metabólitos intermediários substancialmente, comparado ao solo sem adição desses microrganismos Ha et al. (2022). Trabalhos como esse sugere que os produtos biológicos podem fornecer vantagem em condições onde a microbiota não está previamente estimulada ou adaptada ao herbicida.

Os resultados obtidos neste trabalho também estão alinhados com as observações de Rubio-Bellido et al. (2014), que mostrou redução expressiva no tempo de meia-vida do diuron quando solos contaminados receberam microrganismos, houve um estímulo da microbiota degradadora do herbicida. Da mesma forma, Ha e Oanh (2022) demonstraram que comunidades microbianas anaeróbias isoladas de solos e sedimentos degradaram mais de 80% do diuron em apenas 30 dias, destacando a importância de consórcios

microbianos bem adaptados na biodegradação desse composto químico. Esses trabalhos mostram a importância do uso de produtos biológicos e de microrganismos especializados na mitigação da persistência de herbicidas, visto que a diminuição do tempo de meia-vida reduz a exposição prolongada do solo e da biota a compostos tóxicos e seus metabólitos.

De forma geral, os resultados nos mostraram que os produtos biológicos não alteraram substancialmente a porcentagem total de diuron degradado ao final do período experimental, mas tiveram efeito positivo sobre a dinâmica de degradação, diminuindo sua meia-vida no solo. Isso reforça o potencial desses produtos em acelerar o processo de degradação de herbicidas, reduzindo a sua persistência e, conseqüentemente, os riscos ambientais associados ao acúmulo no ambiente.

CONCLUSÕES

Conclui-se que a aplicação de produtos à base de microrganismos e fermentados microbianos constitui uma estratégia eficaz para acelerar a degradação do herbicida diuron no solo. Os resultados demonstraram aumento significativo na taxa e na eficiência de degradação, bem como redução do tempo de meia-vida do composto em comparação ao controle.

Em média, os produtos biológicos e fermentados microbianos promoveram cerca de 57% de degradação do diuron, enquanto o controle apresentou apenas 10%, evidenciando a eficiência dos microrganismos no processo de biodegradação. O tratamento P2 (D1) destacou-se por apresentar a maior taxa de degradação (45%) e velocidade de $3,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, mais de quatro vezes superior ao controle ($0,7 \text{ mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$).

No solo, os tratamentos reduziram o tempo de meia-vida do diuron para 60 a 67 dias, confirmando a eficácia dos microrganismos em condições naturais. Dessa forma, verifica-se que os produtos biológicos avaliados contribuem de maneira significativa para o aumento da taxa e da eficiência de degradação do diuron, configurando-se como uma alternativa promissora e ambientalmente sustentável para reduzir a persistência desse herbicida e mitigar seus impactos sobre os ecossistemas agrícolas.

REFERÊNCIAS

- ALKA, S.; SAINI, R.; KUMARI, R.; KUMAR, V. Microbial degradation of phenylurea herbicides: recent advances and future prospects. **Journal of Hazardous Materials**, v. 412, p. 125278, 2021. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125278.
- ANGLY, F. E. et al. Diuron tolerance and potential degradation by pelagic microbiomes in the Great Barrier Reef lagoon. **PeerJ**, v. 4, e1758, 2016. DOI: 10.7717/peerj.1758.
- BILLET, Loren et al. Complete genome sequences of four atrazine-degrading bacterial strains, *Pseudomonas* sp. strain ADPe, *Arthrobacter* sp. strain TES, *Variovorax* sp. strain 38R, and *Chelatobacter* sp. strain SR38. **Microbiology Resource Announcements**, v. 10, n. 1, p. 10.1128/mra.01080-20, 2021.
- DENNIS, P. G.; KULMATISKI, A.; BEVER, J. D.; GLOVER, J. D. The effects of atrazine, diuron, fluazifop-P-butyl, haloxyfop-P-methyl, and pendimethalin on soil microbial activity and diversity. **Micro**, v. 3, n. 1, p. 85–100, 2023. DOI: 10.3390/micro3010007.
- DUC, H. D.; OANH, N. T. Composição da comunidade bacteriana e isolamento de bactérias responsáveis pela degradação do diuron em sedimentos e solos sob condições anaeróbicas. **Archiv für Mikrobiologie**, v. 204, p. 418, 2022. DOI: 10.1007/s00203-022-03040-3.
- EGEA, T. C. et al. Degradação de diuron por bactérias do solo de culturas de cana-de-açúcar. **Heliyon**, v. 3, n. 12, e00471, 2017. DOI: 10.1016/j.heliyon.2017.e00471.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Agrotóxicos e herbicidas: recomendações técnicas e uso sustentável**. Brasília, DF: Embrapa, 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br>. Acesso em: 18 set. 2025.
- FERNANDES, A. F. T.; WANG, P.; STALEY, C.; MORETTO, J. A. S.; ALTARUGIO, L. M.; CAMPANHARO, S. C.; STEHLING, E. G.; SADOWSKY, M. J. Impacto da exposição à atrazina na estrutura da comunidade microbiana em um solo de latossolo tropical brasileiro. **Microbes and Environment**, v. 35, p. ME19143, 2020.
- FRANCO, D. S. P. et al. Diuron removal from water by adsorption: fundamentals, mechanism, desorption, and future perspectives. **Separation and Purification Reviews**, v. 54, n. 4, p. 310–326, 2025. DOI: 10.1080/15422119.2024.2401848.
- HA, D. 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, p. 1–11, 2022a. DOI: 10.1007/s00284-021-02685-5.
- HU, Z. et al. Comprehensive toxicological, metabolomic, and transcriptomic analysis of *Achromobacter xylosoxidans* SL-6 in diuron biodegradation. **Frontiers in Microbiology**, v. 15, p. 1403279, 2024. DOI: 10.3389/fmicb.2024.1403279.

LAMNOI, S. et al. Residues of atrazine and diuron in rice straw, soils, and air post herbicide-contaminated straw biomass burning. **Scientific Reports**, v. 14, p. 13327, 2025. DOI: 10.1038/s41598-024-64291-2.

LI, J. et al. Emerging strategies for the bioremediation of the phenylurea herbicide diuron. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, p. 686509, 2021. DOI: 10.3389/fmicb.2021.686509.

LI, Y.; CHEN, X.; ZHANG, Y.; ZHAO, L. Bacterial adaptation and enzymatic pathways involved in diuron degradation in agricultural soils. **Environmental Pollution**, v. 320, p. 121008, 2023. DOI: 10.1016/j.envpol.2023.121008.

LOPES, J. Q. et al. Aplicação do dióxido de titânio como fotocatalisador na degradação do diuron: avaliação das variáveis operacionais e estudo mecanístico. **Química Nova**, v. 44, n. 8, p. 995–1003, 2021. DOI: 10.21577/0100-4042.20170738.

MARTÍNEZ, G.; LÓPEZ, R.; PÉREZ-ÁLVAREZ, L.; GARCÍA, P. Microbial activity and sequestration effects in residual herbicide degradation in sterilised vs non-sterilised soils. **Applied Soil Ecology**, v. 162, p. 103926, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.103926>.

MORAES, L. E. Z. et al. Analysis and simulation of adsorption efficiency of herbicides diuron and linuron on activated carbon from spent coffee beans. **Processes**, v. 12, n. 9, art. 1952, 2024. DOI: 10.3390/pr12091952.

MUNHOZ-GARCIA, G. V. et al. Cover crop straw interferes in the retention and availability of diclosulam and diuron in the environment. **Agronomy**, v. 13, n. 7, p. 1725, 2023. DOI: 10.3390/agronomy13071725.

PEIXOTO, P. V. L. et al. Multiparameter analysis of diuron and its metabolites (DCA and DACT) in surface and groundwater samples from Brazil. **Water**, v. 16, n. 23, p. 3524, 2024. DOI: 10.3390/w16233524.

PILEGGI, M.; PILEGGI, S. A. V.; SADOWSKY, M. J. Herbicide bioremediation: from strains to bacterial communities. **Heliyon**, v. 6, e05767, 2020. DOI: 10.1016/j.heliyon.2020.e05767.

PYONE, T.; ONG, D.; SARINA, S.; KENNEDY, I. R. Phytotoxicity risk assessment of diuron residues in sands on crop species. **PLOS ONE**, v. 19, n. 8, e0306865, 2024. DOI: 10.1371/journal.pone.0306865.

QUINTERO-CASTAÑEDA, C. Y. et al. A review of wastewater pollution by diuron: from its use to environmental impact. **Water**, v. 16, n. 23, p. 3524, 2024. DOI: 10.3390/w16233524.

REIS, F. C. et al. Diuron, hexazinone, and sulfometuron-methyl applied alone and in mixture in soils: distribution of extractable residue, bound residue, biodegradation, and mineralization. **Heliyon**, v. 9, n. 7, e17817, 2023. DOI: 10.1016/j.heliyon.2023.e17817.

RIBEIRO, M. C. et al. Microbial degradation and kinetic modeling of phenylurea herbicides in agricultural soils. **Chemosphere**, v. 336, p. 140157, 2023. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.140157.

RUBIO-BELLIDO, M.; MADRID, F.; MORILLO, E.; VILLAYERDE, J. Assisted attenuation of a soil contaminated by diuron using hydroxypropyl- β -cyclodextrin and organic amendments. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 5, p. 2869–2876, 2014.

RUUSKANEN, S.; FUCHS, B.; NISSINEN, R.; PUIGBO, P.; RAINIO, M.; SAIKKONEN, K. Consequências ecossistêmicas dos herbicidas: O papel do microbioma. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 38, p. 35–43, 2023.

SANTOS, F. R. et al. Biodegradation kinetics of diuron by soil microbial consortia under tropical conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, p. 15874–15886, 2024. DOI: 10.1007/s11356-024-32165-3.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3-4, p. 591–611, dez. 1965. DOI: 10.1093/biomet/52.3-4.591.

SINGH, A. K.; SINGLA, P. Biodegradation of diuron by *Bacillus licheniformis* SDS12 and its application in reducing toxicity to green algae. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 26972–26981, 2020. DOI: 10.1007/s11356-019-05922-4.

SOFIATTI, V. et al. Selectivity of herbicides applied in preemergence and diuron in postemergence for sesame. **Journal of Agricultural Studies**, v. 9, n. 4, 2021. DOI: 10.5296/jas.v9i4.18981.

TARIQ, H. et al. *Bacillus* and *Paenibacillus* as plant growth-promoting bacteria. **Frontiers in Plant Science**, v. 16, p. 1529859, 2025. DOI: 10.3389/fpls.2025.1529859.

VALOIS, R. B. V. et al. Efficient degradation of diuron via photo-assisted electrooxidation and microbial treatment. **Chemosphere**, v. 387, art. 144656, 2025. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2025.144656.

WANG, Y. et al. Molecular responses and degradation mechanisms of the herbicide diuron in rice crops. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 70, n. 50, p. 15844–15856, 2022. DOI: 10.1021/acs.jafc.2c05142.

WILKINSON, A. D. et al. Combined effects of temperature and the herbicide diuron on Photosystem II activity of the tropical seagrass *Halophila ovalis*. **Scientific Reports**, v. 7, art. 45404, 2017. DOI: 10.1038/srep45404.

YANAN, C. et al. Elucidating the adsorption mechanism of herbicide diuron onto activated carbons via steric, energetic and thermodynamic investigations. **Journal of Water Process Engineering**, v. 53, art. 103910, 2023. DOI: 10.1016/j.jwpe.2023.103910.

ZHANG, C. et al. Degradation of diuron by a bacterial mixture and shifts in the bacterial community during bioremediation of contaminated soil. **Current Microbiology**, v. 78, n. 11, p. 4314–4323, 2021. DOI: 10.1007/s00284-021-02685-5.

ZHANG, Y. et al. Enhanced diuron removal through bioaugmentation using *Bacillus* and *Pseudomonas* strains. **Journal of Hazardous Materials**, v. 459, p. 133112, 2024. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.133112.

ZHU, H.; LIU, B.; WEI, X.; SHAO, M. Influence of co-substrates on the microbial degradation of herbicides in agricultural soils. **Science of the Total Environment**, v. 838, p. 156029, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156029.

PRODUTOS BIOLÓGICOS A BASE DE MICRORGANISMOS E METABÓLITOS FERMENTADOS NA DEGRADAÇÃO DO HERBICIDA PICLORAM

RESUMO

O picloram é um herbicida com longo efeito residual utilizado no manejo de plantas daninhas em pastagens e em cultivos de cana-de-açúcar e arroz. Sua elevada persistência no solo, associada à baixa taxa de degradação e alta mobilidade, tem ocasionado problemas agrônômicos e ambientais, demandando tecnologias para a remediação de ambientes contaminados. Nesta pesquisa, avaliou-se o potencial de produtos biológicos contendo comunidades microbianas ativas na redução da persistência do herbicida picloram no solo, considerando a capacidade desses organismos em promover processos de biodegradação e transformação metabólica do composto. Foram testados cinco produtos comerciais: Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), Soil Set® (P4) e Trust® (P5), quanto à sua tolerância e capacidade de degradação do herbicida. Inicialmente, avaliou-se o crescimento microbiano em meio contendo picloram, o teste de tolerância incorporando ao meio Nutriente Ágar (NA) o herbicida picloram (1000 ppm) e os produtos biológicos. Para cada produto biológico, o controle foi constituído pela mistura do produto ao meio NA sem a presença do herbicida. Seguido por ensaios *in vitro* e em solo ao longo de 70 dias. Os resultados evidenciaram que a presença de microrganismos e metabólitos fermentados nos produtos biológicos acelerou a degradação do picloram em condições *in vitro*, com excessão do P4. Em contrapartida, no solo, todos os tratamentos apresentaram valores médios de degradação próximos a 50%, sem diferenças estatísticas significativas em relação ao controle. Isso sugere que, nas condições avaliadas, os produtos biológicos não promoveram aumento expressivo na taxa de degradação, e o picloram manteve tempo de meia-vida médio entre 55 e 60 dias.

Palavras-chave: Biorremediação; Bioinsumos; Cepas Bacterianas; Sustentabilidade Ambiental.

ABSTRACT

Picloram is a herbicide with a long residual effect used in weed management in pastures and in sugarcane and rice crops. Its high persistence in the soil, associated with a low degradation rate and high mobility, has caused agronomic and environmental problems, demanding technologies for the remediation of contaminated environments. In this research, the potential of biological products containing active microbial communities in reducing the persistence of the herbicide picloram in the soil was evaluated, considering the ability of these organisms to promote biodegradation and metabolic transformation processes of the compound. Five commercial products were tested: Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), Soil Set® (P4) and Trust® (P5), regarding their tolerance and capacity to degrade the herbicide. Initially, microbial growth was evaluated in a medium containing picloram, followed by a tolerance test incorporating the herbicide picloram (1000 ppm) into Nutrient Agar (NA) medium and biological products. For each biological product, the control consisted of a mixture of the product in NA medium without the herbicide. This was followed by in vitro and soil assays over 70 days. The results showed that the presence of microorganisms and fermented metabolites in the biological products accelerated the degradation of picloram under in vitro conditions, with the exception of P4. In contrast, in the soil, all treatments showed average degradation values close to 50%, with no statistically significant differences compared to the control. This suggests that, under the evaluated conditions, the biological products did not promote a significant increase in the degradation rate, and picloram maintained an average half-life between 55 and 60 days.

Key-words: Bioremediation; Bio-inputs; Bacterial strains; Environmental sustainability.

INTRODUÇÃO

Entre os principais herbicidas utilizados na produção agrícola, destaca-se o picloram, um composto sintético pertencente ao grupo dos ácidos piridinocarboxílicos, amplamente empregado no controle de plantas daninhas de folhas largas e espécies lenhosas em pastagens, áreas não agrícolas e diversas culturas agrícolas (Braga et al., 2016). Seu princípio ativo, o 4-amino-3,5,6-tricloropicolínico ($C_6H_3Cl_3N_2O_2$), atua como uma auxina sintética, promovendo desequilíbrios hormonais que resultam em crescimento desordenado e morte das plantas-alvo, e é reconhecido por sua alta eficácia, longa persistência e amplo espectro de ação, características que o tornam uma das moléculas mais utilizadas em programas de manejo químico de plantas daninhas, sobretudo em regiões tropicais e subtropicais, onde as condições climáticas favorecem sua aplicação e eficiência (DU et al., 2024).

O uso de herbicidas representa uma preocupação ambiental relevante, pois pode provocar contaminação do solo e da água, além de causar efeitos tóxicos em organismos não alvo, mesmo quando aplicados em doses recomendadas (Baćmaga; Wyszowska; Kucharski, 2024). O picloram, em particular, destaca-se pela alta persistência no ambiente, podendo permanecer ativo no solo por meses ou até anos após a aplicação. Durante esse período, o composto pode liberar substâncias tóxicas que interferem na diversidade e funcionalidade microbiana, comprometendo a saúde e a fertilidade do solo. Esses impactos evidenciam a necessidade de estratégias de manejo mais sustentáveis e do desenvolvimento de métodos eficazes de biodegradação e remediação, capazes de minimizar os efeitos adversos do uso contínuo desse herbicida (GARCÍA e SILVA, 2016; MASIOL; GIANNI; PRETTE, 2018; MISHRA et al., 2020).

Nos últimos anos, a busca por estratégias sustentáveis para reduzir a contaminação ambiental causada por herbicidas persistentes tem impulsionado o desenvolvimento de tecnologias baseadas na ação microbiana (Soares et al., 2023). Entre essas abordagens, a biorremediação destaca-se como uma alternativa eficaz, capaz de promover a degradação natural de compostos tóxicos por meio da atividade metabólica de microrganismos (MWAKALESI; POTTER, 2020). Determinadas bactérias possuem a capacidade de tolerar e degradar compostos químicos como o picloram, reduzindo sua concentração e toxicidade no ambiente (AUSTRALIAN et al., 2024). A atuação microbiana envolve processos de transformação e mineralização, nos quais enzimas específicas convertem o picloram em subprodutos menos nocivos, contribuindo para a recuperação da qualidade

do solo e a mitigação dos impactos ambientais (SENABIO et al., 2024). Essa abordagem biotecnológica representa, portanto, uma ferramenta promissora no contexto da agricultura sustentável, permitindo conciliar produtividade com conservação ambiental.

A consolidação do setor de bioinsumos agrícolas tem promovido avanços expressivos na produção de tecnologias microbianas aplicadas ao manejo sustentável (FADIJI et al., 2024). Entre esses avanços, destaca-se a formulação de produtos biológicos, etapa crucial para assegurar a estabilidade, a viabilidade e o desempenho dos microrganismos após o armazenamento e durante a aplicação no campo (SINGH et., 2020). A eficiência agrônômica dos produtos biológicos depende diretamente de estratégias formulativas capazes de proteger as células contra estresses físicos e ambientais, garantindo elevada taxa de sobrevivência e atividade metabólica após a aplicação (VERMELHO et al., 2025). Simultaneamente, a estruturação da indústria de biológicos tem se fortalecido, com investimentos em processos biotecnológicos mais robustos, padronização de procedimentos e incorporação de novos materiais carreadores, como polímeros, matrizes encapsulantes e suportes orgânicos de maior eficiência (MEDINA et al., 2024). Esses desenvolvimentos têm ampliado a qualidade e a confiabilidade dos produtos comercializados, reforçando o papel dos biológicos formulados como componentes essenciais de sistemas agrícolas mais sustentáveis e ambientalmente responsáveis (SOARES et al., 2023).

Diante disso, este trabalho teve como propósito investigar se microrganismos, metabólitos e compostos fermentados presentes em formulações biológicas comerciais podem estimular e intensificar a degradação do herbicida picloram no solo, atuando por meio de mecanismos microbianos naturais. Dessa forma, buscou-se analisar a influência de diferentes produtos à base de microrganismos e extratos fermentados sobre a velocidade e a eficiência do processo de degradação, a fim de compreender o potencial desses insumos como alternativas sustentáveis para reduzir a persistência do picloram e mitigar seus impactos ambientais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O experimento foi realizado nas dependências da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), situada em Mossoró, RN, região caracterizada por

clima semiárido do tipo BSh, conforme classificação de Alvares et al. (2013). As atividades experimentais foram desenvolvidas nos Laboratórios de Microbiologia e Fitopatologia e de Manejo de Plantas Daninhas da instituição.

Análise de crescimento bacteriano

Inicialmente, realizou-se um ensaio para verificar o crescimento microbiano dos produtos biológicos comerciais Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), Soil Set® (P4) e Trust® (P5), todos fornecidos pela empresa Alltech Crop Science. Para tal, prepararam-se erlenmeyers contendo meio de cultura Nutriente Ágar (NA), ao qual foram incorporados o herbicida picloram Nortox (1000 ppm) (Billet et al., 2021) e as respectivas formulações biológicas, seguindo as doses recomendadas para cada produto (Tabela 1), antes da completa solidificação do meio ($\pm 50^\circ\text{C}$). Os controles consistiram na adição dos produtos biológicos ao NA sem a presença do herbicida. Em seguida, o meio foi distribuído em placas de Petri, mantidas em estufa incubadora do tipo BOD a $28 \pm 2^\circ\text{C}$ por 24 horas. Após o período de incubação, avaliou-se o crescimento microbiano de cada produto na presença do picloram, comparando-o aos seus controles correspondentes. As formulações que apresentaram desenvolvimento microbiano mesmo na presença do herbicida foram classificadas como tolerantes.

Reagentes

Os reagentes utilizados nos ensaios apresentavam grau analítico e de pureza compatível com HPLC (Cromatografia Líquida de Alta Eficiência). O padrão de picloram (ácido 4-amino-3,5,6-tricloro-2-piridinocarboxílico) e o ácido fórmico (HCOOH , 50% em água) foram adquiridos da Sigma-Aldrich. Já a acetonitrila (CH_3CN , 99,9%) foi obtida da J. T. Baker®, e a água ultrapura foi produzida por um sistema de osmose reversa da Gehaka. A partir do padrão analítico, preparou-se uma solução-estoque de diuron ($2\,000\text{ mg L}^{-1}$) em acetonitrila, armazenada em frasco âmbar a -18°C , sendo posteriormente utilizada para o preparo das soluções de trabalho por diluições sucessivas.

Potencial de degradação do picloram comercial em condições *in vitro*

Os produtos biológicos previamente selecionados quanto à tolerância ao picloram foram avaliados quanto à capacidade de promover a degradação do herbicida em sua formulação comercial em duas doses de calda diferentes (dose 1= 1L/400L e dose 2=

1,5L/400L). Cada unidade experimental consistiu em um frasco Erlenmeyer de 250 mL, contendo 100 mL de caldo nutritivo (3,0 g/L Extrato de carne, 5 g/L Peptona, 5 g/L Cloreto de Sódio). Em cada frasco, foram adicionados 15,23 mg L⁻¹ da formulação comercial Picloram Cana Nortox e do respectivo produto biológico a ser testado. O ensaio foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com três repetições, em câmara de incubação tipo BOD, mantida a 28 ± 2 °C, sem incidência de luz. Os tratamentos foram dispostos em esquema de parcelas subsubdivididas, sendo as parcelas compostas pelos produtos testados: Compost-aid® (P1), Nem-out® (P2), Ready® (P3), Soil Set® (P4) e Trust® (P5), as subparcelas representadas pelas doses aplicadas (dose 1 e dose 2). As amostras foram avaliadas ao longo de 15 dias (3, 6, 9, 12 e 15 dias de incubação). Incluiu-se também uma testemunha contendo apenas o herbicida, sem adição dos produtos biológicos, para efeito de comparação. Em cada período de coleta, os frascos foram retirados da incubadora, e alíquotas de 10 mL foram transferidas para tubos Falcon. A extração do herbicida foi realizada com a adição de 10 mL de acetonitrila, seguida de agitação orbital por 30 minutos. Posteriormente, adicionaram-se 1 g de NaCl e 2 g de MgSO₄ às amostras. Após homogeneização em vórtex e centrifugação, o sobrenadante foi filtrado em membranas de 0,22 µm e armazenado em frascos tipo vial (1,5 mL) devidamente identificados, para análises posteriores.

Potencial de degradação do picloram em sua formulação comercial no solo

Após a etapa de avaliação *in vitro* da degradação do picloram, os produtos biológicos foram testados quanto à eficiência na degradação do herbicida no solo. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, adotando-se um delineamento inteiramente casualizado (DIC) em esquema de parcelas subdivididas. As parcelas principais corresponderam aos produtos comerciais avaliados (*Compost-aid*® (P1), *Nem-out*® (P2), *Ready*® (P3) e *Trust*® (P5)), enquanto a testemunha consistiu no herbicida picloram sem adição de produto biológico. A concentração do herbicida no solo foi avaliada ao longo de 70 dias, em diferentes épocas de coleta (1, 5, 10, 15, 20, 30, 40, 50, 60 e 70 dias após a aplicação). As unidades experimentais foram constituídas por vasos com capacidade de 300 mL, revestidos internamente com sacos plásticos e preenchidos com 250 g de solo previamente autoclavado. Em seguida, aplicaram-se 20 mL de solução contendo o herbicida picloram (15,23 mg/L), utilizando uma proveta graduada para garantir maior precisão no volume aplicado. A escolha desse método de aplicação teve como objetivo assegurar a uniformidade na distribuição do herbicida entre os vasos. Após

24 horas da aplicação do herbicida, adicionaram-se 20 mL da solução com os produtos biológicos ao solo de cada unidade experimental. A irrigação foi realizada diariamente, de modo a manter o solo próximo à capacidade de campo, garantindo condições adequadas para a atividade microbiana e o processo de degradação. As amostras de solo foram coletadas nas datas determinadas para a quantificação do herbicida residual presente em cada tratamento. De cada amostra, foram pesados 5 g de solo previamente homogeneizado, os quais foram transferidos para tubos Falcon. Em seguida, adicionou-se uma mistura extratora composta por 10 mL de acetonitrila e 2 mL de água destilada. Os tubos foram submetidos à agitação vertical (12 rpm) por 15 minutos, seguida de ultrassonicação pelo mesmo período, a fim de favorecer a extração do composto. Posteriormente, foram adicionados 1 g de NaCl e 2 g de MgSO₄, sendo o conteúdo agitado em vórtex até completa homogeneização. Após essa etapa, as amostras foram centrifugadas, e o sobrenadante resultante foi filtrado em membranas de 0,22 µm e armazenado em frascos tipo vial (1,5 mL) devidamente identificados, para posterior análise cromatográfica.

Parâmetros cromatográficos e de espectrometria de massa

O UHPLC utilizado é equipado com um detector Nexera X2 (Shimadzu, Tóquio, Japão), duas bombas LC - 30AD, um desgaseificador DGU – 20A5R, um auto - sampler Sil - 30AC, um forno de coluna CTO - 30AC e um CBM –20A controlador e uma coluna Restek (Pinnacle DB AQ C18 de tamanho 50 x 2,1 mm, com partículas de 1,9 µm). As condições cromatográficas aplicadas consistiram de um fluxo de 0,20 mL min⁻¹, volume de injeção de 5 µL e as temperaturas do amostrador e do forno da coluna foram de 15 e 45 °C, respectivamente. A fase móvel A (água ultrapura com 0,1% de ácido fórmico) e fase móvel B (acetonitrila grau HPLC). A eluição ocorreu de forma isocrática com 80% de B. O espectrômetro de massa triplo quadrupolo da série LCMS-8040 (Shimadzu, Tóquio, Japão) com fonte de ionização por eletrospray (ESI), foi operado em modo de ionização negativa.

Os parâmetros para o monitoramento de reações múltiplas (MRM) estão resumidos na Tabela 2. A tensão de interface foi ajustada para 4,5 kV, temperatura da linha de dessolvatação foi de 250°C, fluxo de gás nitrogênio de nebulização com 3 L min⁻¹; temperatura do bloco de 400°C, fluxo de gás nitrogênio de secagem com 15 L min⁻¹ e gás argônio de colisão com pressão de 230 kPa.

Tabela 2. 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)
Picloram	1,49	238,90>194,90	20	11	238,90>122,90	21	23

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

Análise estatística

Os dados obtidos experimentalmente foram inicialmente submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk (Shapiro; Wilk, 1965). As variáveis referentes à degradação percentual e à velocidade de degradação no ensaio *in vitro*, bem como à degradação percentual e ao tempo de meia-vida no ensaio em solo, foram avaliadas por meio de análise de variância (ANOVA) ao nível de significância de 5%. Quando constatadas diferenças significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,050$), utilizando-se o programa estatístico SISVAR versão 5.7 (Ferreira, 2019).

A análise multivariada por agrupamento foi realizada no software Statistica, versão 7.0 (Statsoft., 2004), para selecionar os isolados mais promissores na degradação *in vitro*, essa análise foi realizada adotando a distância euclidiana e o método Ward para ligar os casos entre si. A distância de corte na análise de agrupamento foi definida como 3,2, sendo esse valor obtido por meio do método proposto por Mahalanobis (1930). Posteriormente, os modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO, Eq. 1) e pseudo-segunda ordem (PSO, Eq. 2) foram ajustados aos dados experimentais dos ensaios *in vitro* e no solo, utilizando o programa estatístico OriginPro® 2016 (Origin Lab Corporation, EUA).

Os tempos de meia-vida estimados para os modelos PPO e PSO foram calculados com base nas Equações 3 e 4, respectivamente. Para avaliar o desempenho dos modelos na descrição da cinética de degradação do herbicida, os ajustes foram comparados com base no coeficiente de determinação (R^2 , Eq. 5) e no Critério de Informativo de Akaike corrigido (AICc, Eq. 6), visando identificar o modelo mais adequado para representar o fenômeno observado.

Modelo cinético pseudo-primeira ordem (PPO)

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

Modelo cinético pseudo-segunda ordem (PSO)

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

Tempo de meia-vida estimado pelo PPO

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{K_1} \quad (\text{Eq. 03})$$

Tempo de meia-vida estimado pelo PSO

$$t_{1/2} = \frac{1}{K_2 [C]_o} \quad (\text{Eq. 04})$$

Coefficiente de determinação

$$R^2 = 1 - \frac{RSS}{TSS} \quad (\text{Eq. 05})$$

Cr terio informativo de akaike

$$AICc = N \ln \frac{(SSE)}{N} + 2N_p + \frac{2N_p(N_p+1)}{N-N_p-1} \quad (\text{Eq. 06})$$

Nas quais, $[C]_o$ (mg L^{-1})   a concentração inicial, $[C]_t$ (mg L^{-1})   a concentração no tempo, t (Dia)   o tempo, K_1 (Dia^{-1}) e K_2 ($\text{L mg}^{-1} \text{dia}^{-1}$) são, respectivamente, as constantes cinéticas para os modelos PPO e PSO e $t_{1/2}$ (Dia)   o tempo de meia-vida. RSS corresponde a Soma dos quadrados dos resíduos e TSS a Soma total dos quadrados. N_p é o número de parâmetros do modelo e N o tamanho da amostra, SSE corresponde a soma dos desvios ao quadrado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Capacidade de degradação dos produtos biológicos para o picloram *in vitro*

Na Figura 1 todos os gráficos apresentam uma tendência decrescente da concentração de picloram ao longo do tempo, evidenciando que o herbicida foi degradado progressivamente em todos os tratamentos. A redução é mais acentuada entre os 9 e 15 dias, o que indica que o processo de degradação foi mais ativo na fase intermediária e final do período experimental. O modelo de pseudo-segunda ordem (PSO), representado pela linha azul, mostrou melhor ajuste visual em quase todos os tratamentos, com curvas ligeiramente mais próximas dos pontos experimentais, sugerindo que a degradação do picloram depende da interação entre o composto e os microrganismos ativos, característica comum de processos biológicos que envolvem reações enzimáticas.

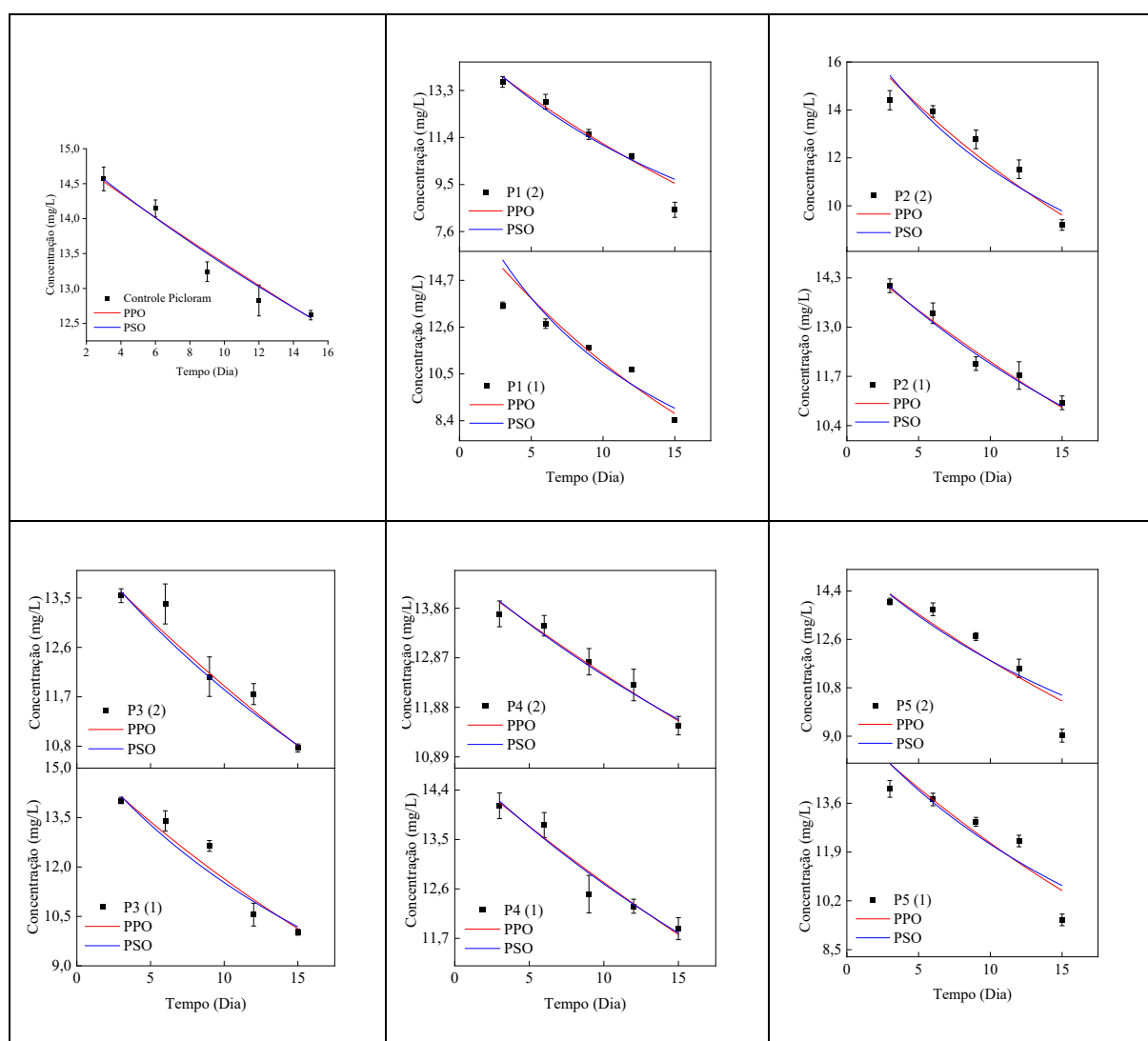


Figura 1. Modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) aplicados aos tratamentos com base nos dados obtidos sobre a cinética de degradação do picloram ao longo de 15 dias *in vitro*.

No controle do picloram (P), é possível notar uma redução moderada da concentração ao longo dos 15 dias, com comportamento linear mais próximo do modelo de PPO. Esse resultado indica que, na ausência dos produtos biológicos, a degradação ocorreu de forma natural. Já no tratamento P1 (1 e 2), as curvas de PSO ajustaram-se de maneira mais eficiente aos dados, evidenciando uma maior taxa de degradação em comparação ao controle, especialmente após o sexto dia. Esse comportamento sugere que os microrganismos presentes no tratamento (P1) contribuíram para acelerar a biodegradação do picloram.

Já no tratamento P2 (1 e 2), a degradação também foi evidente, com redução expressiva da concentração e bom ajuste tanto para PPO quanto PSO, embora o modelo de PSO apresente uma ligeira superioridade visual. Essa tendência indica que o tratamento P2 promoveu um ambiente microbiano mais ativo e consistente, favorecendo reações de degradação dependentes da concentração do herbicida e da biomassa microbiana. Já o tratamento P3 (1 e 2) demonstrou comportamento semelhante, com declínio contínuo e ajustes próximos entre os dois modelos, sugerindo que a cinética da degradação pode envolver mecanismos mistos (adsorção e biodegradação), o que é comum em sistemas com formulações microbianas complexas.

Nos tratamentos P4 (1 e 2) e P5 (1 e 2), o padrão de degradação foi semelhante aos demais, com queda gradual da concentração de picloram ao longo do tempo e bom ajuste ao modelo de PSO, indicando reações controladas pela atividade microbiana. Em especial, o tratamento P5 mostrou uma das maiores reduções de concentração até o 15º dia, o que sugere maior eficiência potencial do produto biológico em acelerar a remoção, ou biodegradação do herbicida. Esse comportamento pode estar relacionado à presença de microrganismos com alta capacidade enzimática ou à produção de compostos que estimulam a degradação oxidativa do picloram.

O trabalho de Ordaz et al. (2014) fortalece essas informações, mostrando que um consórcio de microrganismos foi introduzido em uma biobarreira reativa de bancada, que é caracterizado como sistema experimental controlado, e foi capaz de remover o herbicida picloram de maneira eficiente, com uma média de aproximadamente 90,58%, com uma pequena variação de $\pm 2,62\%$, mesmo quando o sistema estava operando com grandes volumes do herbicida passando pelo sistema. Além disso, três das nove cepas bacterianas

isoladas demonstraram capacidade de degradação cometabólica do picloram, identificadas como *Hydrocarboniphaga* sp., *Trukamurella* sp. e *Cupriavidus* sp.

Nos tratamentos com produtos biológicos, especialmente o P5, foi possível observar uma das maiores reduções de concentração de picloram até 15 ° dia, sugerindo maior eficiência potencial do produto biológico em acelerar a remoção ou biodegradação do herbicida. Esse comportamento pode estar relacionado à presença de microrganismos com alta capacidade enzimática ou à produção de compostos que estimulam a degradação oxidativa do picloram. O trabalho de Sadowsky et al. (2009) também relata que a presença de microrganismos específicos é importante para degradação eficiente do picloram.

A análise da cinética de degradação do picloram *in vitro* revelou que ambos os modelos, de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO), ajustaram-se bem aos dados experimentais, com coeficientes de determinação (R^2) variando entre 0,76 e 0,98 como observado na tabela 3. De modo geral, o modelo de primeira ordem apresentou ajustes ligeiramente superiores na maioria dos tratamentos, com valores de R^2 mais altos e AICc menores, indicando um comportamento cinético predominantemente de primeira ordem. Essa tendência sugere que a taxa de degradação do picloram depende principalmente da concentração do herbicida no meio, característica comum em sistemas onde a biodegradação ocorre de forma direta e controlada pela disponibilidade do substrato.

Tabela 3. Parâmetros obtidos pelos modelos cinéticos na degradação do picloram *in vitro*.

Tratamento	Dose	PPO				PSO			
		Co (mg L ⁻¹)	K ₁ x 10 ⁻³ (dia ⁻¹)	R ²	AICc	Co (mg L ⁻¹)	K ₂ x 10 ⁻⁴ (L mg ⁻¹ dia ⁻¹)	R ²	AICc
Controle	-	15,06±0,22	12,02±1,23	0,96	-7,84	15,16±0,23	9,01±0,85	0,97	-8,39
P1	1	17,52±1,26	46,52±6,82	0,94	8,33	19,19±3,04	39,70±8,31	0,88	10,18
	2	15,20±0,65	30,99±4,36	0,94	3,11	15,53±0,89	25,70±4,05	0,92	4,61
P2	1	14,94±0,27	21,19±2,03	0,97	-6,71	15,16±0,27	17,20±1,44	0,98	-6,40
	2	17,23±0,97	38,97±5,99	0,93	5,53	18,05±1,69	31,20±6,31	0,96	7,13
P3	1	15,37±0,37	27,79±2,58	0,97	1,08	15,66±0,51	22,90±2,65	0,96	2,40
	2	14,42±0,21	19,22±1,25	0,98	-2,57	14,55±0,26	15,80±1,14	0,98	-1,59

P4	1	14,84±0,26	15,49±1,66	0,96	-5,22	14,96±0,27	12,00±1,23	0,96	-2,94
	2	14,64±0,21	15,49±1,50	0,97	-8,63	14,75±0,27	12,10±1,35	0,96	-7,47
P5	1	16,35±1,33	29,16±8,44	0,80	6,61	16,63±1,81	22,00±7,28	0,76	7,37
	2	15,51±0,78	27,24±7,05	0,84	6,46	15,67±1,01	20,80±6,38	0,81	7,62

Co = Concentração inicial. K_1 = constante de velocidade do modelo cinético pseudo-primeira ordem. K_2 = constante de velocidade do modelo cinético pseudo-segunda ordem. R^2 = coeficiente de determinação. AICc = critério de informação de Akaike corrigido.

Entre os tratamentos, observou-se que o produto P1 apresentou as maiores constantes de velocidade de degradação ($K_1 = 46,52 \times 10^{-3}$ e $30,99 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$ para as doses 1 e 2, respectivamente), o que indica maior eficiência na remoção do picloram quando comparado aos demais produtos biológicos e ao controle. Em seguida, o tratamento P2, especialmente na dose 2 ($K_1 = 38,97 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$), também apresentou taxa elevada de degradação, com bom ajuste estatístico ($R^2 = 0,93$). Esses resultados apontam que as formulações contendo microrganismos ativos ou metabólitos de fermentação microbiana presentes nesses produtos contribuíram significativamente para a aceleração do processo de degradação do herbicida. Em contraste, os tratamentos P4 e P3 mostraram menores valores de constante (K_1 variando entre $15,49 \times 10^{-3}$ e $19,22 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$), o que indica menor eficiência degradativa sob as condições testadas. O controle apresentou a menor constante de degradação ($K_1 = 12,02 \times 10^{-3} \text{ dia}^{-1}$), confirmando que a degradação natural do picloram ocorre de forma lenta na ausência dos microrganismos.

De forma geral, os resultados demonstram que a presença de microrganismos, e fermentados microbianos acelerou significativamente o processo de degradação do picloram em meio *in vitro*, especialmente nos tratamentos P1 e P2, evidenciando o potencial dessas formulações para uso em estratégias de biorremediação. Essa maior eficiência pode estar associada à presença de consórcios bacterianos capazes de expressar enzimas degradadoras, como monooxigenases e hidrolases, envolvidas na clivagem das ligações aromáticas do picloram. Trabalhos recentes têm relatado resultados semelhantes, em que cepas de *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Acinetobacter* mostraram alta capacidade de biodegradação de herbicidas do grupo das piridinas, reduzindo sua persistência e toxicidade ambiental (KUMAR et al., 2022; SONG et al., 2023).

A Figura 2 apresenta os percentuais de degradação do herbicida picloram *in vitro* sob diferentes tratamentos biológicos em duas doses (D1 e D2), comparados ao controle. A avaliação da degradação evidenciou diferenças expressivas entre os tratamentos

avaliados. De maneira geral, os produtos biológicos promoveram aumento significativo na taxa de degradação em comparação ao controle, que apresentou o valor médio (aproximadamente 12%), evidenciando a baixa capacidade de degradação natural do herbicida na ausência de microrganismos. Entre os produtos biológicos testados, o tratamento P1 se destacou, alcançando as maiores porcentagens de degradação (cerca de 38% e 40% para D1 e D2, respectivamente), seguido pelo tratamento P2, que apresentou valor próximo a 35% na dose 2. A diferença estatística entre as doses D1 e D2 para esses tratamentos indica que a eficiência de degradação foi significativa na segunda dose, o que sugere uma alta estabilidade e desempenho consistente da formulação microbiana.

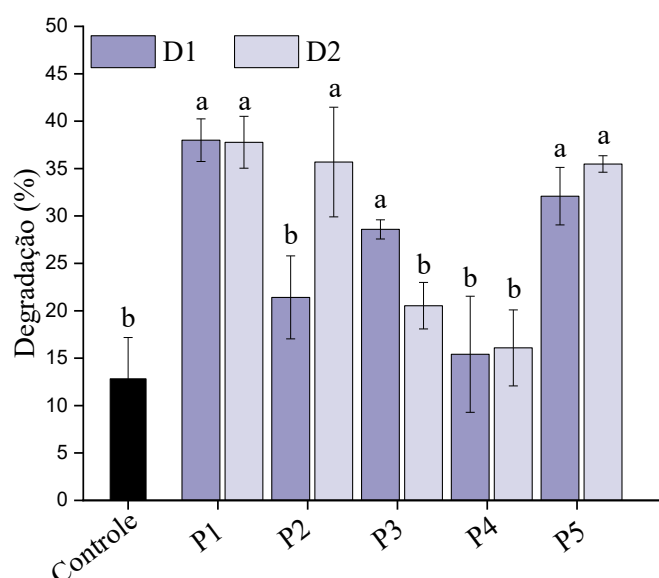


Figura 2. Porcentagem de degradação do picloram *in vitro* em relação aos produtos biológicos (P1; P2; P3; P4 e P5), e ao controle após 15 dias.

Em contrapartida, os tratamentos P3 e P4 apresentaram menores percentuais de degradação, variando entre 15% e 25%, sem diferenças significativas entre si, o que indica que esses produtos exerceram efeito mais limitado sobre a remoção do picloram sob as condições experimentais avaliadas. A distinção estatística entre os grupos, representada pelas letras “a” e “b”, reforça que os tratamentos P1 e P2, assim como o P5 foram significativamente mais eficientes na degradação do herbicida em comparação ao controle e aos demais produtos biológicos avaliados. Esses resultados corroboram a hipótese de que formulações contendo consórcios bacterianos ativos e metabólitos

derivados de fermentação apresentam maior potencial para acelerar o processo de biodegradação de herbicidas clorados, como o picloram.

O estudo de Alves Senabio et al. (2024) mostra que o picloram, em ensaios de microcosmos, induziu alterações expressivas na diversidade e abundância das comunidades microbianas no solo, com redução de riqueza e mudança de composição, especialmente nas bactérias dos filos Proteobacteria, Actinobacteria e Firmicutes (SENABIO et al., 2024). No entanto, essa observação sugere que a eficácia dos produtos biológicos não depende apenas de sua presença, mas também da capacidade dos microrganismos de se adaptar ao herbicida e expressar vias metabólicas de degradação. Em outras palavras, a maior degradação observada nos tratamentos P1, P2 dose 2 e P5 pode refletir não só as bactérias eficientes, mas também a ativação ou enriquecimento de microrganismos, ou fermentados microbianos capazes de tolerar o estresse induzido pelo picloram e responder com atividade biodegradativa.

Além disso, a tendência de menor degradação nos tratamentos com valores intermediários (P3 e P4) pode estar alinhada ao mecanismo relatado por Silva et al. (2021) em que o picloram atua como pressão seletiva, favorecendo microrganismos resistentes ou adaptados e reduzindo a diversidade global. Se a formulação não contiver ou estimular eficientemente essas possíveis populações adaptadas, o estímulo à degradação será menos eficaz. Portanto, seus resultados reforçam que para obter degradação significativa do picloram em ambientes *in vitro* ou edáficos, é fundamental que os microrganismos sejam bem definidos e capazes de responder à presença do herbicida, alinhando-se ao que é observado em solos expostos: microbianos especializados que toleram o composto são chave para acelerar o processo.

Esses resultados possuem implicações diretas para o uso de produtos biológicos em estratégias de biorremediação de solos agrícolas contaminados por herbicidas persistentes como o picloram. A combinação entre consórcios microbianos adaptados e formulações biotecnológicas bem caracterizadas pode otimizar o processo de degradação, reduzindo o tempo de persistência do composto e minimizando seus impactos. Conforme ressaltado por Mwakalesi et al. (2020), a exposição prolongada ao picloram altera profundamente a estrutura microbiana, favorecendo organismos tolerantes, mas diminuindo a diversidade geral um efeito que, em longo prazo, pode comprometer a resiliência e a saúde do solo. Assim, o uso direcionado de produtos biológicos como os avaliados neste estudo, em

especial o P1 representa uma alternativa promissora para restaurar o equilíbrio microbiano e acelerar a detoxificação do ambiente. Além de reduzir a carga química residual, essas práticas contribuem para a sustentabilidade agrícola, reforçando a importância de integrar abordagens microbiológicas à gestão de áreas impactadas por herbicidas.

A figura 3 mostra a velocidade média de degradação do herbicida picloram em diferentes tratamentos com produtos biológicos e fermentados microbianos (P1, P2, P3, P4 e P5), avaliados em duas doses de aplicação (D1 e D2), além do controle. Observa-se que todos os tratamentos biológicos promoveram aumento na velocidade de degradação em relação ao controle, o qual apresentou o menor valor médio e foi classificado estatisticamente no grupo “b”. Esse resultado evidencia que a atividade microbiana estimulada pelos produtos biológicos contribuiu para a degradação do picloram, demonstrando potencial de uso desses na biorremediação de áreas contaminadas.

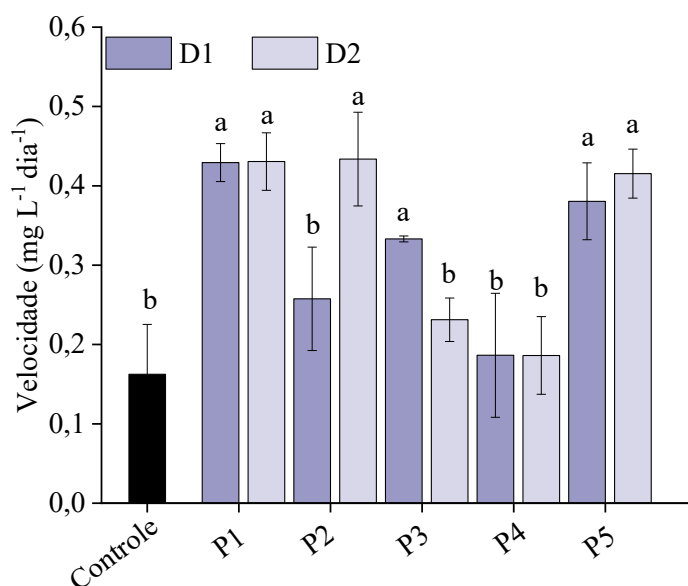


Figura 3. Velocidade de degradação do picloram *in vitro* em relação aos produtos biológicos (P1; P2; P3; P4 e P5), e ao controle em 15 dias.

Entre os tratamentos testados, P1, P2 dose 2 e P5 apresentaram as maiores velocidades de degradação, sendo agrupados na categoria “a”, o que indica diferença estatística significativa em relação a P3 e P4, que permaneceram no grupo “b”. Esse comportamento sugere que os produtos biológicos e fermentados microbianos P1, P2 e

P5 possuem microrganismos mais eficientes ou compostos bioativos capazes de intensificar o metabolismo degradador dos microrganismos. Assim, esses tratamentos se destacam por promover maior remoção do picloram em menor tempo, reforçando sua eficácia no processo de degradação biológica do herbicida.

Esses achados estão em consonância com o estudo de Sadowsky et al. (2009), que demonstrou a capacidade da levedura *Lipomyces kononenkoae* de degradar completamente o picloram, utilizando os átomos de nitrogênio do composto como fonte nutricional. Esse resultado destaca que a eficiência na biodegradação do herbicida está relacionada à especificidade metabólica e à adaptação dos microrganismos ao composto alvo. Assim como no trabalho de Sadowsky et al., os produtos biológicos mais eficazes observados no presente estudo (P1, P2 e P5) provavelmente contêm microrganismos com maior afinidade enzimática e rotas metabólicas capazes de transformar o picloram em compostos menos tóxicos.

Pileggi et al. (2020), relata a transição do uso de microrganismos isolados para consórcios bacterianos representa um avanço fundamental na biorremediação de herbicidas. Segundo os autores, as interações entre diferentes espécies microbianas aumentam a diversidade metabólica, facilitando a degradação completa de compostos recalcitrantes. Assim, é provável que os produtos mais eficientes (P1, P2 e P5) contenham consórcios microbianos com rotas metabólicas complementares, permitindo uma degradação mais rápida e efetiva do picloram, enquanto os produtos menos eficientes possivelmente apresentam comunidades microbianas menos diversificadas ou metabolicamente limitadas.

Dessa forma, os resultados reforçam a importância da composição e sinergia microbiana nos produtos biológicos utilizados para biorremediação. O desempenho superior de determinados tratamentos demonstra que formulações que exploram consórcios bacterianos bem estruturados podem reproduzir, em escala aplicada, os princípios discutidos por Pileggi et al. (2020). Assim, a eficiência observada nos tratamentos P1, P2 e P5 não se deve apenas à presença de microrganismos degradadores, mas à integração funcional entre eles um fator essencial para o sucesso de tecnologias biológicas voltadas à recuperação de ambientes contaminados por herbicidas persistentes como o picloram.

Potencial de degradação do picloram em sua formulação comercial no solo

A figura 4 apresentam a variação da concentração residual de picloram (mg kg^{-1}) ao longo do tempo (dias) para o controle e os diferentes tratamentos com produtos biológicos (P1, P2, P3 e P5), ajustados aos modelos de cinética de primeira (PPO) e segunda ordem (PSO). Em todos os tratamentos, observa-se uma tendência decrescente da concentração do herbicida, indicando que o picloram sofreu degradação progressiva no solo ao longo do período experimental, confirmando a eficiência dos processos biológicos e físico-químicos envolvidos.

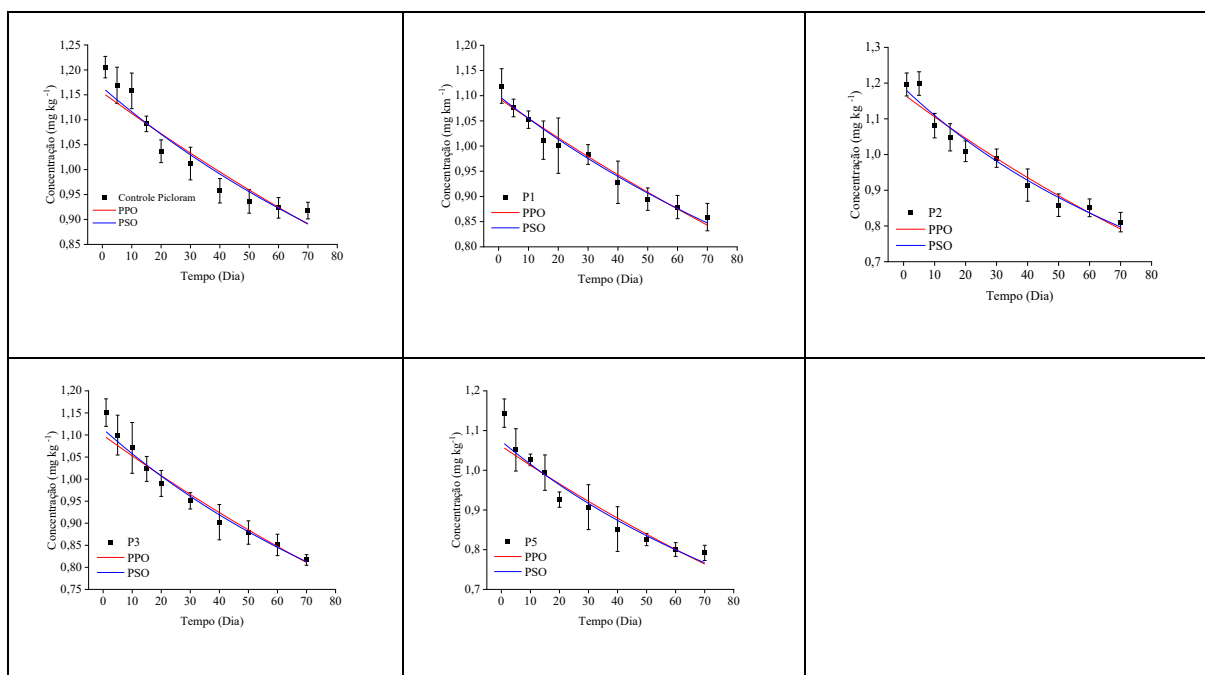


Figura 4. Modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) aplicados aos tratamentos com base nos dados obtidos sobre a cinética de degradação do picloram ao longo de 70 dias no solo.

De modo geral, a sobreposição das curvas dos modelos de primeira e segunda ordem mostra que ambos representam bem o comportamento cinético do picloram, com diferenças sutis entre eles. Contudo, a maior linearidade das curvas de primeira ordem em comparação à segunda sugere que este modelo descreve melhor a degradação do herbicida no solo. Isso indica que a taxa de degradação é proporcional à concentração inicial do composto, ou seja, o processo tende a ser mais rápido quando há maior disponibilidade de picloram, desacelerando à medida que o herbicida é consumido. Tal comportamento é típico de compostos orgânicos recalcitrantes, como os herbicidas do grupo das piridinas, cuja degradação depende da adaptação microbiana e da disponibilidade do substrato.

Entre os tratamentos avaliados, nota-se que os produtos biológicos P1, P2 e P5 apresentaram curvas mais acentuadas, refletindo uma maior redução da concentração de picloram ao longo do tempo em comparação ao controle e ao tratamento P3, que apresentaram declínio mais gradual. Esses resultados indicam que determinados produtos biológicos foram mais eficientes em acelerar a degradação, possivelmente devido à presença de microrganismos especializados ou consórcios microbianos sinérgicos, capazes de metabolizar o herbicida de forma mais efetiva. Assim, os dados confirmam o potencial dos produtos biológicos como agentes promotores da biodegradação do picloram em solo, especialmente aqueles formulados com comunidades microbianas diversificadas e metabolicamente ativas.

Os valores apresentados na tabela 4 indicam que ambos os modelos cinéticos (PPO e PSO) ajustaram-se bem aos dados experimentais, com coeficientes de determinação (R^2) elevados, variando de 0,93 a 0,99. Isso demonstra que a degradação do picloram no solo segue um comportamento previsível ao longo do tempo. Contudo, em praticamente todos os tratamentos, o modelo de primeira ordem (PPO) apresentou menores valores de AICc e R^2 igualmente altos ou superiores, indicando que este modelo descreve de forma mais adequada a cinética de degradação do herbicida no sistema avaliado.

Tabela 4. Parâmetros obtidos pelos modelos cinéticos na degradação do picloram no solo.

Tratamento	PPO				PSO			
	Co (mg L ⁻¹)	K ₁ x 10 ⁻³ (dia ⁻¹)	R ²	AICc	Co (mg L ⁻¹)	K ₂ x 10 ⁻³ (L mg ⁻¹ dia ⁻¹)	R ²	AICc
Controle	1,17±0,01	10,62±0,56	0,98	-65,74	1,20±0,01	12,34±0,42	0,99	-63,07
P1	1,09±0,02	10,3±0,01	0,93	-58,41	1,13±0,02	12,73±0,87	0,96	-58,25
P2	1,18±0,01	10,32±0,31	0,99	-74,55	1,22±0,02	12±0,59	0,98	-64,49
P3	1,21±0,01	10,02±0,25	0,99	-70,24	1,23±0,01	11,42±0,47	0,98	-61,08
P5	1,17±0,01	10,68±0,61	0,97	-62,35	1,19±0,01	12,3±0,63	0,98	-61,64

Concentração inicial (Co), Constante cinética do modelo Pseudo-primeira ordem (K₁), Constante cinética do modelo Pseudo-segunda ordem (K₂), Coeficiente de determinação (R²), Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc).

A constante de degradação (k_1) variou entre $10,02 \times 10^{-3}$ e $10,68 \times 10^{-3}$ dia⁻¹ para o modelo de primeira ordem, enquanto no modelo de segunda ordem (k_2) os valores oscilaram entre $11,42 \times 10^{-3}$ e $12,73 \times 10^{-3}$ L mg⁻¹ dia⁻¹. Essas pequenas variações indicam que as diferenças entre os tratamentos são sutis, porém relevantes do ponto de vista biológico. Os tratamentos P1, P2 e P5 apresentaram valores de k ligeiramente mais altos e $R^2 \geq 0,97$, sugerindo maior eficiência na degradação do picloram em comparação ao controle e ao tratamento P3. Isso confirma que os produtos biológicos utilizados nesses tratamentos potencializaram a atividade microbiana responsável pela biodegradação.

Os resultados demonstraram nesse caso que o modelo de primeira ordem é o mais adequado para descrever a cinética de degradação do picloram no solo, o que indica que a taxa de degradação é diretamente proporcional à concentração do herbicida disponível. Além disso, a superioridade dos tratamentos P1, P2 e P5 confirma o papel dos microrganismos presentes nos produtos biológicos em acelerar o processo de remoção do herbicida.

Os resultados obtidos neste estudo mostraram que a degradação do herbicida picloram no solo seguiu predominantemente uma cinética de primeira ordem, com elevada correlação dos dados experimentais e comportamento típico de compostos recalcitrantes, cuja taxa de degradação é proporcional à concentração inicial. Esse padrão também foi observado por Islam et al. (2020) ao avaliar a fotodegradação do picloram em solução aquosa sob luz solar utilizando dióxido de titânio (TiO_2) como catalisador. Nesse trabalho, os autores verificaram que a degradação fotocatalítica do picloram também seguiu uma cinética de primeira ordem, o que confirma que, independentemente do processo biológico ou fotoquímico, a taxa de remoção do composto tende a diminuir à medida que sua concentração se reduz, caracterizando uma dependência direta do substrato.

Enquanto Islam et al. demonstraram que a remoção do herbicida ocorre pela formação de radicais hidroxila durante a excitação do TiO_2 pela luz solar, promovendo oxidação e quebra das ligações do anel piridínico, o presente estudo evidenciou que a degradação no solo pode ser intensificada pela atividade microbiana estimulada pelos produtos biológicos. Nos tratamentos P1, P2 e P5, observou-se maior taxa de degradação, indicando que os microrganismos presentes nesses produtos possivelmente atuaram de forma análoga aos radicais fotoativos, transformando o picloram em compostos intermediários menos persistentes. Essa analogia evidencia que, embora os mecanismos sejam distintos fotocatalítico em meio aquoso e biológico em solo, ambos convergem para a redução da persistência ambiental do herbicida.

Esses resultados também estão em consonância com os observados por Ozcan et al. (2008), que avaliaram a degradação do picloram pelo processo eletro-Fenton. Ambos os trabalhos evidenciam que o herbicida segue uma cinética de primeira ordem, na qual a taxa de degradação é diretamente proporcional à concentração do composto. Apesar das diferenças nos mecanismos, ambos os sistemas demonstram elevada eficiência na

remoção do picloram, ressaltando que tanto os processos eletroquímicos quanto biológicos podem ser eficazes na quebra de compostos recalcitrantes. Esses achados reforçam que os produtos biológicos, especialmente P1, P2 e P5, representam uma alternativa sustentável aos métodos químicos tradicionais, promovendo a redução da persistência ambiental do herbicida sem gerar subprodutos potencialmente tóxicos.

A figura 5 mostra o percentual de degradação do herbicida picloram sob diferentes tratamentos com produtos biológicos e fermentados microbianos (P1, P2, P3 e P5) em comparação ao controle. Observa-se que todos os tratamentos apresentaram valores médios de degradação próximos de 50%, sem diferenças estatísticas significativas entre si, conforme indicado pela mesma letra (“a”) acima das barras. Isso indica que, nas condições avaliadas, nenhum dos produtos biológicos promoveu aumento significativo na taxa de degradação do picloram em relação ao controle.

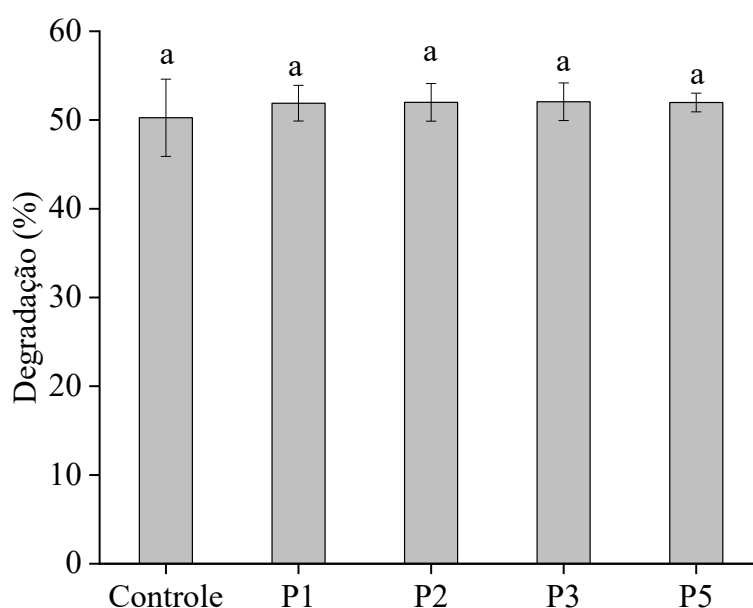


Figura 5. Percentuais de degradação do picloram no solo após 70 dias de incubação, comparando o controle com os tratamentos (Produtos Biológicos: P1; P2; P3; e P5).

A uniformidade dos resultados sugere que o processo de degradação ocorreu de forma semelhante em todos os tratamentos, podendo estar relacionado principalmente a mecanismos naturais de degradação no solo, como fotodegradação e adsorção parcial do herbicida, mais do que à ação específica dos produtos biológicos aplicados. A ausência de diferenças estatísticas pode indicar que os microrganismos introduzidos pelos produtos

não se adaptaram completamente às condições do solo ou que o tempo experimental não foi suficiente para permitir o estabelecimento e a atividade degradadora dessas comunidades.

Os produtos identificados como P1 e P5 apresentaram taxas mais acentuadas, sugerindo maior eficiência dos consórcios microbianos envolvidos. Este padrão converge com as conclusões de Liu et al. (2025), que destacam que a eficiência da degradação de poluentes orgânicos no solo depende fortemente da estrutura funcional da comunidade microbiana, da sua adaptabilidade às condições ambientais (pH, umidade, matéria orgânica) e da composição diversificada de espécies interativas. Assim, os dados sugerem que os produtos biológicos de melhor desempenho provavelmente contêm comunidades microbianas mais bem adaptadas e sinérgicas, capazes de superar limitações ambientais e promover taxas maiores de degradação.

Esses resultados indicam que, embora tenha ocorrido uma degradação expressiva do picloram aproximadamente 50%, os produtos biológicos avaliados não apresentaram diferenças significativas entre si, sugerindo que a eficiência do processo pode ter sido limitada por fatores ambientais. Essa constatação está em conformidade com as observações de Alori et al. (2022), que destacam que a biodegradação de poluentes orgânicos no solo depende de variáveis como umidade, temperatura, disponibilidade de nutrientes e tempo de aclimação microbiana. Segundo os autores, quando as condições do ambiente não favorecem o crescimento e a atividade das comunidades degradadoras, ou quando o período experimental é curto, o ganho em eficiência tende a ser mínimo. Assim, os resultados obtidos sugerem que, para otimizar a degradação do picloram, é necessário prolongar o tempo de incubação e ajustar as condições edáficas de modo a favorecer o metabolismo microbiano. Além disso, o uso de microrganismos mais específicos e adaptados ao composto pode potencializar o processo, uma vez que a especialização funcional e a sinergia entre espécies são determinantes para o sucesso da biorremediação em solos contaminados por herbicidas persistentes.

Na imagem 6 mostra o tempo de meia-vida do herbicida picloram no solo sob diferentes tratamentos biológicos (P1, P2, P3, P5) e o controle. Observa-se que não houve diferença estatisticamente significativa entre os tratamentos, como indicado pela letra “a” comum a todas as colunas. Isso significa que os produtos biológicos não alteraram de

forma relevante a velocidade de degradação do picloram o herbicida apresentou tempo de meia-vida médio entre 55 e 60 dias em todas as condições avaliadas.

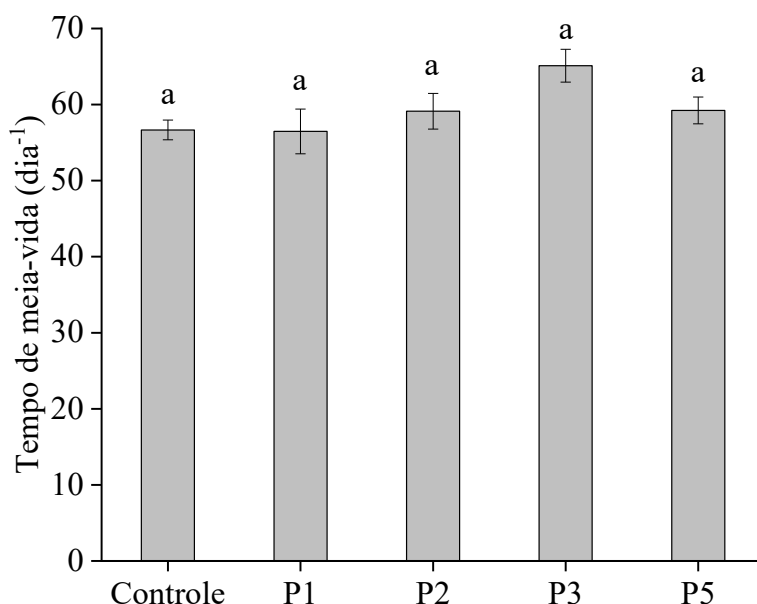


Figura 6. Tempo de meia-vida do picloram no solo, comparando o controle com os tratamentos (Produtos Biológicos: P1; P2; P3 e P5).

Esse comportamento sugere que os microrganismos presentes nos produtos biológicos não aceleraram o processo de degradação, possivelmente devido à baixa adaptação das cepas às condições do solo ou à resistência intrínseca do picloram à biodegradação. Sabendo que o herbicida é conhecido por ser persistente no ambiente, apresentando estabilidade química e limitada biodisponibilidade, fatores que restringem a ação microbiana.

Os resultados demonstram que o tempo de meia-vida do picloram permaneceu elevado e sem diferenças significativas entre o controle e os tratamentos com produtos biológicos, indicando que a atividade microbiana não foi suficiente para acelerar o processo de degradação. Esse comportamento é consistente com as observações de Ewere et al. (2024), que destacam que a degradação de pesticidas no solo está intimamente ligada à biodisponibilidade do composto e às interações entre o pesticida e a microbiota do solo. Moléculas persistentes, como o picloram, tendem a se adsorver em partículas de argila ou matéria orgânica, reduzindo a acessibilidade às comunidades microbianas responsáveis pela degradação. Além disso, fatores como baixa adaptação microbiana, limitações

nutricionais e condições ambientais subótimas podem restringir a atividade metabólica necessária para a degradação efetiva. Assim, os resultados indicam que, apesar da presença de microrganismos potencialmente degradadores nos produtos biológicos, a limitação na disponibilidade do herbicida e na adaptação das populações microbianas ao composto explica a ausência de diferença significativa entre os tratamentos.

De acordo com Fahmy et al. (2024), mesmo quando se utiliza consórcios bacterianos metabolicamente eficientes, fatores como tempo de incubação, condições físico-químicas do solo e sucesso na colonização microbiana são determinantes para a eficácia da biorremediação. No caso deste estudo, é possível que as cepas introduzidas não tenham se multiplicado ou mantido atividade suficiente no solo previamente esterilizado, o que explicaria a ausência de ganhos expressivos em relação ao controle. De forma complementar, Raffa e Chiampo (2021) relatam que, em sistemas não otimizados, a biodegradação de pesticidas geralmente se limita a 40 e 60%, faixa compatível com os resultados observados. Essa limitação é atribuída à necessidade de ajustes ambientais e à presença de comunidades microbianas adaptadas, capazes de metabolizar o poluente de forma contínua.

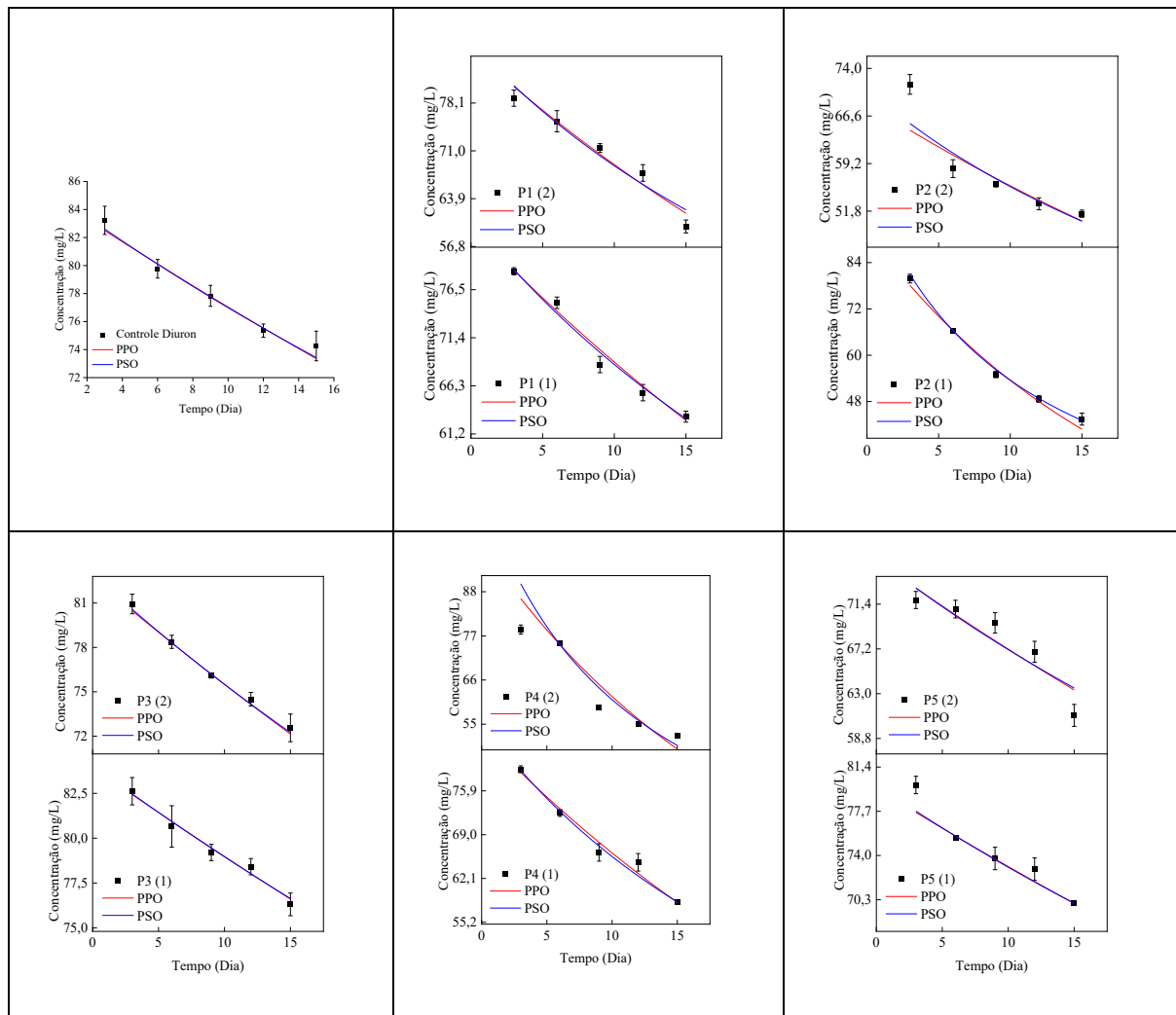
Portanto, o conjunto dos resultados reforça que, os resultados cinéticos obtidos que indicaram um comportamento de primeira ordem e meia-vidas elevadas reforçam que a degradação do picloram no solo depende fortemente da interação entre fatores biológicos e ambientais. A ausência de diferenças expressivas entre os tratamentos demonstra que a simples aplicação de produtos biológicos em solo esterilizado não garante aumento da taxa de degradação, sendo necessário promover condições de reestabelecimento microbiano e equilíbrio edáfico para que os consórcios introduzidos expressem seu potencial degradador. Esses achados evidenciam que a eficiência da biodegradação é resultado de um conjunto de fatores integrados, e não apenas da presença de microrganismos inoculados.

CONCLUSÕES

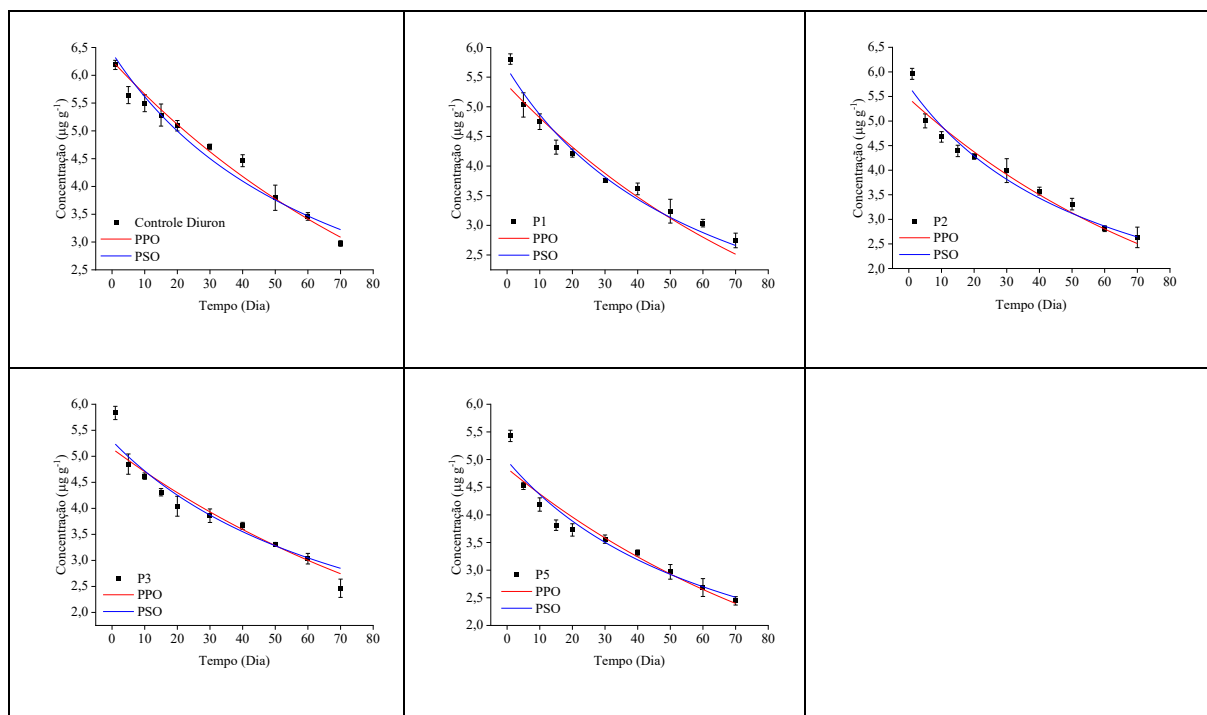
Os resultados demonstraram que o uso de produtos biológicos à base de microrganismos e metabólitos fermentados é uma alternativa promissora para acelerar a degradação do herbicida picloram no solo. A aplicação desses produtos contribuiu para a redução da persistência e do tempo de meia-vida do herbicida, indicando que a atividade microbiana estimulada por essas formulações favorece os processos de transformação e mineralização do composto. Essa resposta pode estar associada à presença de consórcios bacterianos capazes de produzir enzimas específicas, como monooxigenases e hidrolases, responsáveis pela quebra de estruturas aromáticas do picloram e consequente diminuição de sua toxicidade no ambiente.

De modo geral, os produtos biológicos testados apresentaram desempenho superior ao controle, que registrou a menor taxa de degradação (aproximadamente 12%), evidenciando a baixa capacidade natural do solo em degradar o herbicida na ausência de microrganismos. Entre os tratamentos avaliados, o produto P1 destacou-se ao alcançar cerca de 40% de degradação, confirmando seu potencial como agente biorremediador em solos contaminados por picloram. Esses resultados reforçam a importância do uso de microrganismos no manejo ambiental, representando uma estratégia sustentável e eficaz para mitigar os impactos provocados pelo uso contínuo de herbicidas persistentes na agricultura.

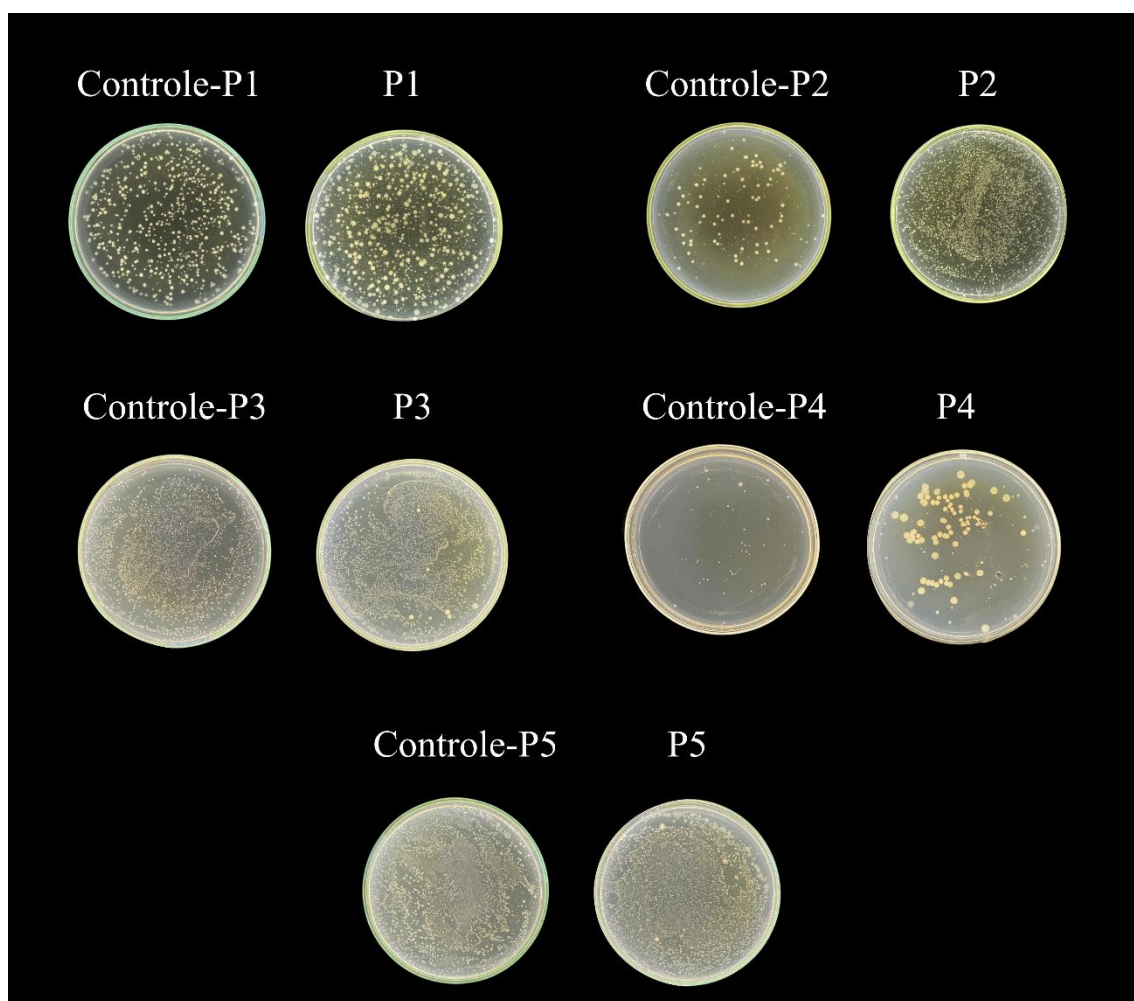
ANEXOS



Anexo I. Modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) aplicados aos tratamentos com base nos dados obtidos sobre a cinética de degradação do diuron ao longo de 15 dias *in vitro*.



Anexo II. Modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudo-segunda ordem (PSO) aplicados aos tratamentos com base nos dados obtidos sobre a cinética de degradação do diuron ao longo de 70 dias no solo.



Anexo III. Teste de crescimento bacteriano em placas com o herbicida picloram: Controle - Produto 1 (P1); Controle – Produto 2 (P2); Controle – Produto 3 (P3); Controle – Produto 4 (P4); Controle – Produto 5 (P5).

REFERÊNCIAS

ALORI, E. T.; GABASAWA, A. I.; ELENWO, C. E.; AGBEYEGBE, O. O. Técnicas de biorremediação afetadas por fatores limitantes no ambiente do solo. **Frontiers in Soil Science**, Lausanne, v. 2, art. 937186, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fsoil.2022.937186>.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507.

AUSTRALIAN AND NEW ZEALAND GOVERNMENTS; AUSTRALIAN STATE AND TERRITORY GOVERNMENTS. *Toxicant default guideline values for aquatic ecosystem protection: Picloram in freshwater*. Canberra: **Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality**, 2024.

BILLET, Loren et al. Complete genome sequences of four atrazine-degrading bacterial strains, *Pseudomonas* sp. strain ADPe, *Arthrobacter* sp. strain TES, *Variovorax* sp. strain 38R, and *Chelatobacter* sp. strain SR38. **Microbiology Resource Announcements**, v. 10, n. 1, p. 10.1128/mra.01080-20, 2021.

BRAGA, R. et al. Effect of growing *Brachiaria brizantha* on phytoremediation of picloram under different pH environments. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 102–106, 2016. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.05.050.

DU, W. et al. Identification and characterization of SmPIC30, an important gene that controls resistance to the auxin herbicide picloram in eggplant. **Scientia Horticulturae**, v. 336, p. 113449, 2024. DOI: 10.1016/j.scienta.2024.113449.

EWERE, E. E. Soil microbial communities and degradation of pesticides: assessing bioavailability and pesticide-microbe interactions. **Science of the Total Environment**, v. 921, art. 163203, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163203.

FADIJI, Ayomide Emmanuel; XIONG, Chao; EGIDI, Eleonora; SINGH, Brajesh K. *Formulation challenges associated with microbial biofertilizers in sustainable agriculture and paths forward*. **Journal of Sustainable Agriculture and Environment**, v. 3, n. 3, art. e70006, 2024. DOI: 10.1002/sae2.70006.

FADIJI, Ayomide Emmanuel; XIONG, Chao; EGIDI, Eleonora; SINGH, Brajesh K. *Formulation challenges associated with microbial biofertilizers in sustainable agriculture and paths forward*. **Journal of Sustainable Agriculture and Environment**, v. 3, n. 3, art. e70006, 2024. DOI: 10.1002/sae2.70006.

García A, Silva M (2016) Valoración de impacto ambiental por uso de pesticidas en la región central de la provincia de Santa Fe, Argentina. **Rev Mex De Cien Agrícolas** 7(6):1237–1248.

ISLAM, M. R. et al. Photocatalytic degradation of a systemic herbicide: Picloram from aqueous solution using titanium oxide (TiO₂) under sunlight. **ChemEngineering**, v. 4, n. 4, p. 58, 2020. DOI: 10.3390/chemengineering4040058.

LIU, P.; WEN, S.; ZHU, S.; HU, X.; WANG, Y. Microbial Degradation of Soil Organic Pollutants: Mechanisms, Challenges, and Advances in Forest Ecosystem Management. **Processes**, Basel, v. 13, n. 3, p. 916, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/pr13030916>.

Masiol M, Giannì B, Prete M. Herbicidas em águas fluviais no nordeste da Itália: ocorrência e padrões espaciais de glifosato, ácido aminometilfosfônico e glufosinato de amônio. **Environ Sci Pollut Res**. 2018;25(24), 24368–24378. pmid:29948720.

MEDINA, G. S.; CUNHA, N. B. Bioinsumos industriais para a agricultura de commodities: uma revolução em curso na agricultura brasileira. **Agronomy**, v. 14, n. 2, p. 1–18, 2024. DOI: 10.3390/agronomy14020297.

Mishra S, Zhang W, Lin Z, Pang S, Huang Y, Bhatt P, et al. Toxicidade do carbofurano e sua degradação microbiana em ambientes contaminados. **Chemosphere**. 2020;127419. pmid:32593003.

MWAKALESI, A. J. et al. Removal of picloram herbicide from an aqueous solution using a novel bacterial strain. **Science of the Total Environment**, v. 740, p. 140125, 2020.

MWAKALESI, A. J.; POTTER, I. D. Removal of picloram herbicide from an aqueous environment using polymer inclusion membranes. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 5, p. 103936, 2020. DOI: 10.1016/j.jece.2020.103936.

ÖZCAN, A. et al. Electro-Fenton degradation of the herbicide picloram. **Environmental Chemistry Letters**, v. 6, n. 4, p. 195–200, 2008. DOI: 10.1007/s10311-007-0127-6.

PILEGGI, Marcos; PILEGGI, Sônia A. V.; SADOWSKY, Michael J. Herbicide bioremediation: from strains to bacterial communities. **Heliyon**, v. 6, n. 12, e05767, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05767>.

RAFFA, C. M.; CHIAMPO, F. Bioremediation of Agricultural Soils Polluted with Pesticides: **A Review**. **Bioengineering**, Basel, v. 8, n. 7, p. 92, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/bioengineering8070092>.

ROLANDO, C. A. et al. Persistence of triclopyr, dicamba, and picloram in the environment following aerial spraying for control of dense pine invasion. **Invasive Plant Science and Management**, v. 16, n. 3, p. 177–190, 2023. DOI: 10.1017/inp.2023.20.

SADOWSKY, M. J.; BOYD, S. A.; TIEDJE, J.M. Rapid and complete degradation of the herbicide picloram by the yeast *Lipomyces kononenkoae*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 75, n. 14, p. 4357–4361, 2009.

SENABIO, J. A. et al. The pesticides carbofuran and picloram alter the diversity and abundance of soil microbial communities. **PLOS ONE**, v. 19, n. 11, e0314492, 2024. DOI: 10.1371/journal.pone.0314492.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3-4, p. 591-611, dez. 1965. DOI: 10.1093/biomet/52.3-4.591.

SILVA, J. P. P. et al. Fitorremediação de solo contaminado com 2,4-D + picloram na Amazônia Oriental. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 4, p. 14372, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i4.14372.

SINGH, Anil Kumar; SINGLA, Poonam. Biodegradação de diuron pela cepa endofítica de *Bacillus licheniformis* SDS12 e sua aplicação na redução da toxicidade do diuron para algas verdes. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, n. 26, p. 26972–26981, 2020. DOI: 10.1007/s11356-019-05922-4.

SOARES, C. E. et al. Avaliação da degradação de picloram por bactérias produtoras de biossurfactante. *In: Tecnologia e Inovação em Ciências Agrárias e Biológicas: Avanços para a sociedade atual*. São José dos Pinhais: Seven Publicações, 2023.

VERMELHO, A. B.; MACRAE, A.; NEVES JÚNIOR, A.; DOMINGOS, L.; DE SOUZA, J. E.; PIAZENTIM BORSARI, A. C.; DE OLIVEIRA, S. S.; VON DER WEID, I.; VEILLARD, P.; ZILLI, J. E. Bioinsumos microbianos na agricultura brasileira. *Journal of Integrative Agriculture*, v. 24, n. 1, p. 1-18, 2025. DOI: 10.1016/j.jia.2025.09.013.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os objetivos deste estudo foram avaliar a capacidade e o potencial de degradação dos herbicidas diuron e picloram por meio da aplicação de produtos biológicos e fermentados microbianos. Os resultados demonstraram que a atividade microbiana presente nos produtos testados promoveu um aumento significativo na taxa de degradação dos compostos no solo. Observou-se ainda que a fotodegradação contribuiu para a dissipação mais rápida dos herbicidas, complementando a ação biológica. A variação nas vias metabólicas microbianas possivelmente explica as diferenças de eficiência entre os produtos biológicos avaliados, evidenciando a diversidade funcional das comunidades microbianas na degradação dos herbicidas.

A pesquisa apresenta contribuições relevantes para o campo da biorremediação, evidenciando o potencial da bioaugmentação microbiana em ambientes contaminados por herbicidas persistentes, como diuron e picloram. A identificação de produtos biológicos com elevada eficiência degradativa reforça a viabilidade do uso de consórcios microbianos em estratégias de mitigação ambiental. De modo geral, este trabalho contribui para o avanço de práticas agrícolas mais sustentáveis, ao demonstrar que o aproveitamento de microrganismos presentes em produtos biológicos já utilizados na agricultura pode reduzir o impacto ambiental de herbicidas residuais. Dessa forma, os resultados obtidos oferecem subsídios técnicos e científicos que podem orientar políticas públicas e práticas agrícolas voltadas ao desenvolvimento sustentável, conciliando produtividade, segurança alimentar e preservação ambiental para as próximas gerações.