

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

WELINGTON PEDRO BRAZ DOS SANTOS

**O IMPACTO DE MICROPLÁSTICOS ASSOCIADOS AO GLIFOSATO
E À VARIAÇÃO TÉRMICA NAS COMUNIDADES MICROBIANAS DO
SOLO E DA PLASTISFERA**

PONTA GROSSA

2025

WELINGTON PEDRO BRAZ DOS SANTOS

**O IMPACTO DE MICROPLÁSTICOS ASSOCIADOS AO GLIFOSATO
E À VARIAÇÃO TÉRMICA NAS COMUNIDADES MICROBIANAS DO
SOLO E DA PLASTISFERA**

**The Impact of Microplastics Associated with Glyphosate and Thermal
Variation on Soil and Plastisphere Microbial Communities**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Biotecnologia/Programa de Pós Graduação em Biotecnologia (PPGBIOTEC) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).
Orientadora: Deborah Catharine De Assis Leite.

PONTA GROSSA

2025



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Esta licença permite compartilhamento, remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Ponta Grossa



WELINGTON PEDRO BRAZ DOS SANTOS

O IMPACTO DE MICROPLÁSTICOS ASSOCIADOS AO GLIFOSATO E À VARIAÇÃO TÉRMICA NAS COMUNIDADES MICROBIANAS DO SOLO E DA PLASTISFERA

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Biotecnologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Biotecnologia.

Data de aprovação: 31 de Outubro de 2025

Dra. Deborah Catharine De Assis Leite, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Denise Da Piedade Silva, Doutorado - Oregon State University

Dra. Naiana Cristine Gabiatti, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 31/10/2025.

Dedico este trabalho aos meus pais e a todos que, com seu apoio e presença, foram fundamentais ao longo desta jornada.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por Sua presença constante, pela proteção e orientação ao longo de toda esta jornada.

À minha família, sou eternamente grato por todo o apoio financeiro e emocional que me proporcionaram ao longo desta jornada. Seu amor incondicional, paciência e sacrifícios foram fundamentais para que eu pudesse trilhar este caminho com dedicação e empenho. Nos momentos de dificuldade, foi o amparo e a confiança de vocês que me sustentaram, permitindo-me seguir em frente, mesmo nas horas mais desafiadoras.

À UTFPR, junto ao PPGBIOTEC, pela excelência no ensino que sempre me proporcionou.

Sou imensamente grato à Professora Dra. Deborah Leite, cuja sabedoria e empatia se revelaram pilares imprescindíveis ao longo de minha trajetória. Nos momentos de adversidade, ela demonstrou uma sensibilidade rara e uma capacidade ímpar de compreensão, ouvindo-me com atenção e respeitando meu tempo de maneira exemplar. Sua orientação, não apenas acadêmica, mas também profundamente humana, foi um alicerce de apoio inestimável. Seu apoio sincero e generoso foi decisivo para que eu superasse obstáculos e permanecesse no programa, seguindo adiante com renovada confiança. Agradeço profundamente sua paciência e carinho.

A todos os docentes que contribuíram para minha formação, cuja importância foi fundamental para minha trajetória, oferecendo não apenas vastos conhecimentos, mas também um companheirismo enriquecedor.

Ao grupo de pesquisa em Ecologia e Biotecnologia Microbiana (E-BioM), pelo suporte técnico, científico e pelas trocas de conhecimentos que ampliaram minha visão acadêmica e prática, juntamente com o Laboratório Multiusuário de Biologia Molecular (LabMult BioMol UTFPR-DV).

Às valiosas amizades que conquistei dentro e fora do programa, gerando a benquerença recíproca, genuína e atemporal de tantos companheiros que se tornaram verdadeiros familiares nos momentos mais árduos.

“O que está oculto sob a superfície muitas vezes tem
mais poder do que aquilo que se revela.”
(Jung, 2016)

RESUMO

A ascensão dos microplásticos e de resíduos de defensivos agrícolas nos solos representam preocupações emergentes quanto à saúde dos ambientes edáficos. O presente estudo teve como objetivo central avaliar o impacto dos microplásticos ao ecossistema, investigando os efeitos das partículas de poliestireno e poliuretano, com e sem a presença do herbicida glifosato, no Latossolo, sob condições térmicas controladas de 25 °C e 35 °C. O delineamento experimental contemplou 45 amostras divididas em três grupos com nove tratamentos, o primeiro grupo foi a 25 °C contendo os tratamentos solo controle, solo com adição de poliestireno e solo com poliuretano. O segundo grupo manteve o mesmo padrão, porém a temperatura era de 35 °C, o terceiro grupo foi formado por tratamentos de solo com glifosato, solo mais poliestireno e glifosato, e por fim, solo com poliuretano e glifosato. As unidades foram isoladas e postas na incubadora de demanda bioquímica de oxigênio (B.O.D). Após o período de incubação de 45 dias, as amostras foram sequenciadas destacando e amplificando a região V4-V5 do gene 16S rRNA, via plataforma Illumina MiSeq. As sequências foram processadas utilizando o pipeline QIIME 2 com o plugin q2-DADA2. Os resultados revelaram alterações significativas na diversidade e composição dos filos em resposta aos diferentes tratamentos, demonstrando a plastisfera como restrigente de nichos microecológicos ($p = 3,75 \times 10^{-8}$), especialmente sob condições de estresse térmico a 35 °C. A temperatura de 25 °C integrada ao poliestireno expôs maior diversidade de filos, apresentando maior colonização para o filo Bacteroidota, em contrapartida associada ao poliuretano se evidenciou grupos como Chloroflexi e Firmicutes. O glifosato por sua vez atuou de forma seletiva, reduzindo filos sensíveis como Acidobacteriota e Planctomycetota, prevalecendo a dominância de Actinobacteriota e Firmicutes. Estas evidências corroboram que a interação entre microplásticos, herbicidas e variação térmica operam como agentes moduladores da microbiota edáfica, propagando efeitos sinérgicos de contaminantes emergentes e mudanças climáticas na funcionalidade do solo.

Palavras-chave: polímeros; herbicida; gene 16S rRNA; microbiomas.

ABSTRACT

The rise of microplastics and pesticide residues in soils represents emerging concerns regarding the health of edaphic environments. This study aimed to evaluate the impact of microplastics on the ecosystem, investigating the effects of polystyrene and polyurethane particles, with and without the presence of the herbicide glyphosate, in Latosol soil, under controlled thermal conditions of 25 °C and 35 °C. The experimental design included 45 samples divided into three groups with nine treatments. The first group was at 25 °C, containing the treatments: control soil, soil with added polystyrene, and soil with polyurethane. The second group maintained the same pattern but the temperature was 35 °C. The third group consisted of soil treatments with glyphosate, soil plus polystyrene and glyphosate, and finally, soil with polyurethane and glyphosate. The units were isolated and placed in a biochemical oxygen demand (BOD) incubator. After a 45-day incubation period, the samples were sequenced, highlighting and amplifying the V4-V5 region of the 16S rRNA gene, via the Illumina MiSeq platform. The sequences were processed using the QIIME 2 pipeline with the q2-DADA2 plugin. The results revealed significant changes in the diversity and composition of phyla in response to the different treatments, demonstrating the plastisphere as a restrictor of ecological niches ($p = 3.75 \times 10^{-8}$), especially under thermal stress conditions at 35 °C. The temperature of 25 °C integrated with polystyrene showed greater diversity of phyla, presenting greater colonization for the Bacteroidota phylum, while associated with polyurethane, groups such as Chloroflexi and Firmicutes were evident. Glyphosate, in turn, acted selectively, reducing sensitive phyla such as Acidobacteriota and Planctomycetota, while the dominance of Actinobacteriota and Firmicutes prevailed. These findings corroborate that the interaction between microplastics, herbicides, and thermal variation act as modulating agents of the soil microbiota, propagating synergistic effects of emerging contaminants and climate change on soil functionality.

Keywords: polymers; herbicide; 16S rRNA gene; microbiomes.

LISTA DE ABREVIATURAS

AMPA	Ácido Aminometilfosfônico
ASVs	Amplicon Sequence Variants
BOD	Incubadora de Demanda Bioquímica de Oxigênio
BioMol	Laboratório Multiusuário de Análises Biológicas e Biologia Molecular
°C	Graus Celsius
CCCT-CP	Centro de Computação Científica e Tecnológica da UTFPR
Cfa	Clima Temperado Mesotérmico, Pleno Úmido, Verão Quente
cm	Centímetros
DADA2	Algoritmo de redução de ruído de amplicon divisivo
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
EPS	Isopor
EPSPS	5-Enolpiruvilshiquimato-3-Fosfato Sintase
g	Gramas
h	Hora
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia INMET
L	Litros
Lda	Análise Discriminante Linear
LEfSe	Análise Discriminante Linear Tamanho do Efeito
m	Metros
mL	Mililitros
mm	Milímetro
MOs	Micro-Organismos
MPs	Microplásticos
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NOM	Matéria Orgânica Natural
PA	Poliamida

PCoA	Análise de Componentes Principais
PE	Polietileno
PET	Tereftalato de Polietileno
pH	Potencial Hidrogeniônico
PP	Polipropileno
PS	Poliestireno
PU	Poliuretano
QIIME 2 - q2	Quantitative Insights Into Microbial Ecology 2
RAM	Genes de Resistência Antimicrobiana
ROS	Espécies Reativas de Oxigênio
rpm	Rotações Por Minuto
UV	Ultravioleta

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS GERAIS E ESPECÍFICOS	16
3 REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1 Ecossistema Edáfico	17
3.2 Microplásticos	18
3.3 Plastisfera	20
3.4 Patógenos e Resistência Antimicrobiana	22
3.5 Ocorrência de Microplásticos no Solo	24
3.5.1 Poliuretano (PU) no Solo	25
3.5.2 Poliestireno (PS) no Solo	27
3.6 A Interação do Glifosato com os Microplásticos	29
3.7 Efeitos da Temperatura nas Comunidades Microbianas do Solo e da Plastisfera	31
4 MATERIAIS E MÉTODOS	33
4.1 PREPARO DOS MICROCOSMOS	33
4.1.2 Seleção e Tratamento do Solo	33
4.1.3 Obtenção e Processamento dos Microplásticos	34
4.1.4 Preparação e Esterilização dos Frascos Experimentais	35
4.1.5 Concentração do Glifosato	36
4.2 Desenho Experimental	36
4.3 Montagem do Experimento	38
4.4 Separação dos MPs do Latossolo	40
4.5 Extração e Quantificação do DNA da Comunidade Microbiana do Latossolo	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1 Constituição Taxonômica - Padrões de Abundância Relativa em Composição de Filo sob Diferentes Condições Experimentais	43
5.1.2 Análise LEfSe por Pontuação de Lda	47
5.2 Alfa Diversidade	51
5.3 Beta Diversidade	53
5.4 Análise de Expressão Diferencial de Sequenciamento DESeq2	55
6 CONCLUSÃO	59
REFERÊNCIAS	60

1 INTRODUÇÃO

Caracterizado como conjunto de componentes abióticos e bióticos (elementos físico-químicos e organismos) que interagem em meio ao solo e sustentam processos ecológicos fundamentais como ciclagem de nutrientes, regulação do carbono e manutenção da estrutura do substrato, o ecossistema edáfico do solo representa o alicerce central da biosfera terrestre (Banerjee e Van Der Heijden, 2022; Maron *et al.*, 2018). Dentre os organismos presentes no ecossistema do solo, as bactérias tendem a ser dominante em números, tanto às copiotróficas, quanto às oligotróficas. É válido ressaltar que a diversidade dos conjuntos microbianos não é uniforme, podendo variar com cada organismo respondendo de maneira diferenciada aos gradientes do solo como volume, disponibilidade de carbono, textura, potencial hidrogeniônico (pH), potencial hídrico e concentração de solutos. (Muneer *et al.*, 2022). Esse dinamismo de organismos é crucial para o funcionamento terrestre, pois determina processos como ciclos biogeoquímicos, decomposição de matéria orgânica, sequestro de carbono, estruturação física do solo, e resistência do ecossistema a perturbações (Banerjee e Van Der Heijden, 2022).

Os micro-organismos (MOs) atuam de forma delicada para manter o equilíbrio funcional e taxonômico. Poluentes emergentes como os microplásticos (MPs) sugerem o rompimento desse equilíbrio ao alterar a abundância relativa desses MOs no ambiente, reduzindo as atividades operacionais ou modulando as relações de sinergia entre MOs, pesticidas e metais pesados (Belo, 2021).

As Partículas de MPs são caracterizadas como fragmentos de polímeros com diâmetro inferior ou igual a 5 mm (Geyer *et al.*, 2017). Quando produzido de forma planejada para serem MPs e destinada aos produtos específicos, são de classe primária, já resultante da quebra ou modificação de plásticos, se enquadram na classe secundária. As principais fontes incluem poliestireno (PS), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), poliuretano (PU), entre outros. (Ivleva *et al.*, 2017). Ademais dessas classificações, os MPs possuem atributos em suas estruturas que os possibilitam atuar como substrato de colonização microbiana, construindo camadas que interagem entre si, organismos e materiais presentes no solo, gerando biofilmes em volta das partículas, denominando este biofilme como plastisfera (Zettler *et al.*, 2013).

Derivado principalmente de detritos mecânicos, térmicos e fotoquímicos de plásticos maiores e dos resíduos sólidos agrícolas e industriais, os MPs ocupam grande parte da superfície terrestre devido às múltiplas fontes de emissão e à sua persistência no meio ambiente (Amaral-Zettler *et al.*, 2020). O impacto que os detritos de partículas de MPs geram na qualidade dos organismos expostos é predominantemente negativa, quando ingerida acidentalmente. Estas partículas podem causar interferência intestinal, inflamação e alteração metabólica, em nível populacional, os efeitos incluem: redução nas taxas de crescimento, reprodução, além de alterações nas comunidades biológicas e aumento da contaminação toxicológica (Silva, 2021; Caixeta, 2022; Montagner *et al.*, 2021).

A contaminação do solo por MPs acontece por diversos viés, principalmente com a aplicação de lodos de esgoto em zonas agrícolas, agropecuárias e agrofloretais, o uso de filmes plásticos em plantações, deposição atmosférica e atividades industriais (Zhao *et al.*, 2022). A poluição pelas partículas plásticas mediante aos solos agrícolas e industriais se tange como via pouco explorada tornando-se estritamente preocupante devido à baixa notoriedade, apesar do alto potencial de transferência de MPs para a cadeia alimentar humana e a sua relevância para a segurança alimentar e ambiental. Diferente dos ecossistemas aquáticos onde a presença de MPs já é amplamente documentada (Zhu *et al.*, 2022).

Devido a fácil locomoção e translocação dos polímeros, viés de efeitos abióticos como vento, umidade e variações meteorológicas, junto de causas bióticas mediante a ação microbiana, interação com a fauna e biofilmes, facilitam a dispersão e a deposição dos MPs no solo. (Olivatto *et al.*, 2018; Montagner, 2021). Esta translocação permite ameaças de contaminantes como patógenos e bactérias de resistência antimicrobiana alojados junto aos MPs para as áreas telúricas e hidrobiológicas inibindo funções ecossistêmicas como os ciclo do carbono e nitrogênio e comprometendo a fauna (Shen *et al.*, 2023). Dentre esses fatores, a temperatura também tende a exercer influências em relação a mobilidade, persistência e degradação dos MPs, afetando a estrutura dessas partículas e aumentando a liberação dos seus compostos tóxicos e aditivos para o ambiente. O estresse térmico com intensas oscilações pode aumentar a fragmentação dos polímeros, alterar a rugosidade superficial e modificar a composição do núcleo microbiano, impactando na estrutura e na adesão de organismos que compõem a plastisfera (Zhu *et al.*, 2022).

Os patógenos translocados pelos polímeros sob o estresse térmico podem afetar as propriedades físicas e químicas do solo, além deles, estruturas e conformação dos MPs juntos a sinergia de pesticidas e metais pesados com partículas dispostas em áreas terrestres, alteram a porosidade e a capacidade de retenção de água, comprometendo tanto o desenvolvimento

vegetal quanto a germinação de sementes (Sarria-Villa e Gallo-Corredor, 2016; Belo, 2021). A interação entre MPs e os pesticidas trazem foco concomitantemente aos herbicidas, dentre eles, em especial, o glifosato devido a sua ampla utilização global e sua alta capacidade de letalidade em ervas daninhas. Os MPs fornecem superfícies ideais para a adsorção do ácido aminometilfosfônico (AMPA) que é o principal metabólito do glifosato, esse fato de adsorção torna-se possível pelas características estruturais das partículas, intensificando a persistência do herbicida no ambiente e facilitando sua dispersão para locais anteriormente inacessíveis. (Kanissery, 2019).

A associação química entre o glifosato e os MPs tende a favorecer a liberação gradual do herbicida adsorvido, criando zonas de exposição localizadas com concentrações que podem prejudicar os organismos não-alvo, como as comunidades microbianas (Myers, 2016). No solo esta integração exerce pressão significativa sobre os conjuntos microbianos, devido às zonas de exposição, alterando estruturas funcionais e promovendo cenários de pressão seletiva que favorecem bactérias resistentes, comprometendo a biodiversidade (Zocchi; Sommaruga, 2019). Diante deste contexto, torna-se essencial compreender como a associação entre MPs e glifosato sob as condições de variações térmicas afetam as comunidades microbianas do solo e da plastisfera.

2 OBJETIVOS GERAIS E ESPECÍFICOS

Objetivo Geral:

Avaliar o impacto dos microplásticos na comunidade microbiana de Latossolo, considerando a influência da variação de temperatura e da interação com o herbicida glifosato.

Objetivos Específicos:

- Caracterizar as comunidades microbianas associadas ao latossolo e aos MPs de poliuretano e poliestireno (plastisfera);
- Caracterizar as comunidades microbianas da plastisfera e do latossolo em interação com glifosato;
- Caracterizar as comunidades microbianas da plastisfera e do latossolo sob condições de aumento de temperatura;
- Avaliar a resposta de biomarcadores de micro-organismos frente à exposição combinada de MPs, glifosato e temperatura;
- Comparar as comunidades microbianas entre o latossolo contaminado por glifosato e latossolo-controle (não contaminados).

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Ecossistema Edáfico

Conhecido também como ecossistema do solo, o ecossistema edáfico constitui ambientes complexos, dinâmicos e diversificados, possuindo aspectos essenciais para a biosfera e para a sustentação da vida terrestre através de funções como a manutenção dos ciclos biogeoquímicos (Smith *et al.*, 2015). Formado por estruturas de conexões entre componentes abióticos (partículas minerais, matéria orgânica, pH, água, ar, temperatura e nutrientes minerais) e bióticos (MOs, microfauna, mesofauna, plantas, relações tróficas e simbióticas) no qual a interação contínua possibilita e garante processos como a ciclagem de nutrientes, decomposição da matéria orgânica, formação de agregados e regulação da fertilidade (Banerjee; Van Der Heijden, 2022).

Os ambientes complexos do solo derivam da sua heterogeneidade funcional e estrutural, condicionadas a atributos químicos, físicos e biológicos que alteram de acordo com fatores como textura, profundidade, composição mineralógica, umidade entre outros (Lehmann *et al.*, 2020). A heterogeneidade de microambientes do solo provoca nichos ecológicos distintos, ampliando a coexistência de diversificados organismos especializados, cada qual com potenciais chaves na estabilidade do solo, como na manutenção da porosidade, afetando diretamente a infiltração de água, aeração e o transporte de gases, estabelecendo relações diretas com agregados da qualidade edáfica (Muneer *et al.*, 2022).

A influência dos fatores abióticos no ecossistema edáfico modula de forma decisiva o comportamento dos microbiomas e as reações químicas. Como fator abiótico mais atuante a temperatura tende a regular as taxas metabólicas dos MOs, impactando no fluxo da matéria orgânica e na liberação de nutrientes. A umidade, ajustada pela temperatura, atua no controle de gases e transporte de solutos, tornando-se de extrema importância para a mobilidade iônica e o metabolismo anaeróbico e aeróbico do solo (Fierer *et al.* (2009) . Ecossistemas edáficos submetidos a estresses ambientais, como a poluição de metais pesados, defensivos agrícolas, hidrocarbonetos, MPs e como a compactação pelo tráfego de máquinas agrícolas, excesso de umidade no manejo e pisoteio animal (Zhao *et al.*, 2024), tende a reduzir a funcionalidade da biomassa microbiana, compromete a resiliência ecológica e a habilidade de autorregulação edáfica (Lehmann *et al.*, 2020).

A complexa rede de fatores bióticos do ecossistema do solo, por sua vez, engloba organismos adaptados que sustentam os sistemas ecológicos, operando e assegurando a decomposição, a mineralização e a ciclagem de fertilidade e nutrientes. Em relação a presença mais elevada de organismos no solo, se destaca os filos bacterianos como Proteobacteria, Actinobacteria, Acidobacteria, Bacteroidetes e Firmicutes, possuindo características fundamentais para a degradação de compostos orgânicos, fixação de nitrogênio e solubilização de fósforo (Fierer; Jackson, 2006). Outros MOs vêm à tona, como os fungos Ascomycota e Basidiomycota, cujas hifas colaboram na decomposição da lignina e da celulose, promovendo a estruturação de húmus. (Tedersoo *et al.*, 2014). Ademais, a fauna edáfica é composta por minhocas, ácaros, colêmbolos e nematóides, que atuam para assegurar a aeração do solo, estimulando ações de porosidades e microbianas (Lima *et al.*, 2014).

Todavia o ecossistema edáfico possui o equilíbrio sensível a perturbações antrópicas, como o uso elevado do solo nos sistemas agrônômicos, o despejo ocasional ou acidental de contaminantes como herbicidas e micropoluentes, incluindo os MPs. (Zhang *et al.*, 2021) Estes contaminantes emergentes, entre eles destacando os MPs, afetam os processos de respiração dos organismo, modificando as relações tróficas, dinâmicas biogeoquímicas, retenção hídrica, outrossim afetando a colonização dos nichos no microbioma. Tais interferências sugerem modulações entre as taxas de mineralização de nitrogênio e fósforo, desestabilizando funções ecossistêmicas. (Souza Machado *et al.*, 2018).

3.2 Microplásticos

O vocábulo “plástico” possui sua etimologia oriunda da palavra grega “plastikos” que tem por significado moldável (Ferreira, 2010). Material este tornando-se indispensável para a construção da vida moderna devido a sua durabilidade, maleabilidade, leveza e custo relativamente baixo (Boucher; Friot, 2017). O termo microplástico por sua vez foi introduzido por Thompson *et al.*, em 2004 através do seu artigo publicado que e amplamente citado, todavia em 2009 a National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) popularizou o termo microplástico, definido as métricas dos fragmentos de polímeros inferiores ou iguais a 5 mm (Noaa, 2009).

Como material indispensável no cotidiano, os MPs atingiram níveis de poluição alarmante, se sobressaindo como o grande desafio ambiental e socioeconômico da atualidade, devido a isto a contaminação por MPs torna-se o grande antagonista da microbiota do nosso século (Geyer *et al.*, 2017). Esta progressão entre plástico, MPs e nanoplástico teve seu

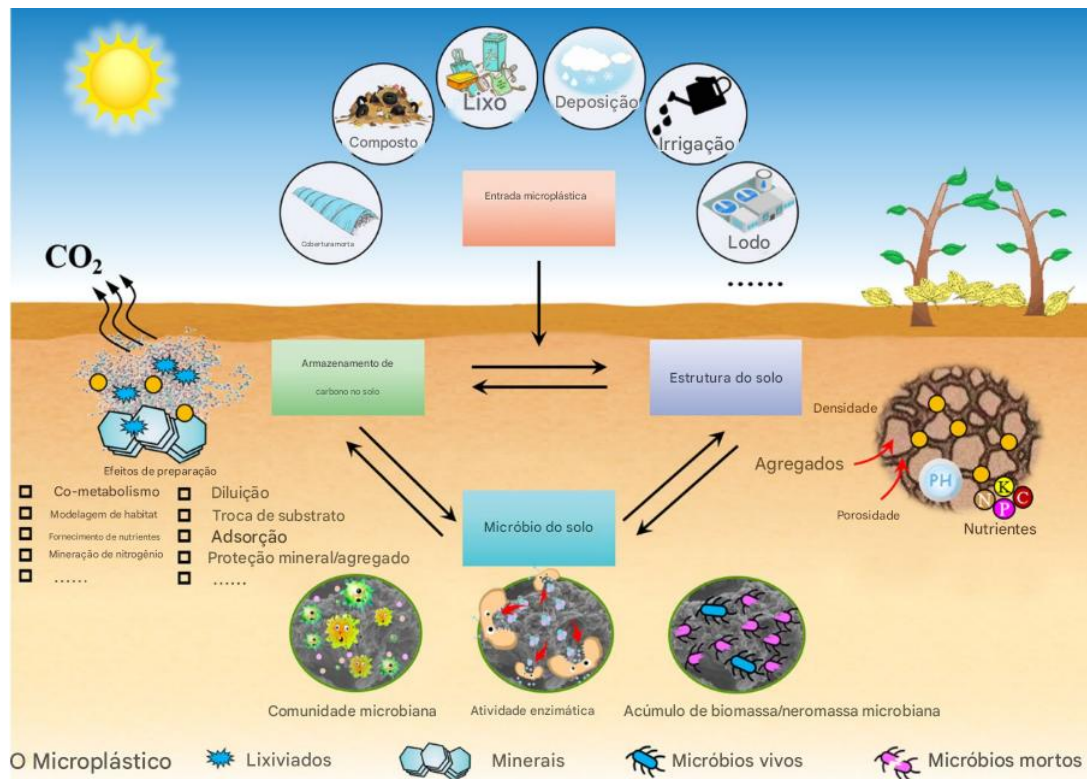
primórdio em meados de 1930 e, desde então, tem sido o colaborador majoritário para o suposto conforto da vida moderna e infinidades de avanços na ciência e tecnologia (Plastic, 2019).

No entanto, esta extravagância trouxe à tona os impactos ambientais negativos do produto. Em dias atuais, a sociedade se destaca pela intensidade marcante da onipresença dos MPs, na qual a produção ocorre de forma desenfreada e contínua, originando grandes quantidades de resíduos despejados no ambiente (Jambeck, 2015). Anualmente quase 100 milhões de toneladas de resíduos plásticos mal administrados entram no meio ambiente, destacando que este número deve aumentar exponencialmente em 50% até 2060 (Lebreton; Andrady, 2019).

Os solos exercem papel crucial como sumidouro de MPs, podendo encontrar essas partículas principalmente em áreas industriais, florestais, de marés e agrícolas (Montagner, 2021). Os MPs interagem no solo por diversas vias (Figura 1), tais, quais como o uso de cobertura morta (palha, serragem, casca de árvores, folhas secas, restos de podas, capim seco, plásticos, rochas, britas ou argila expansiva) compostagem, descarte inadequado de resíduos, deposição atmosférica (fatores abióticos), irrigação e aplicação de lodo de esgoto (biossólido). Quando presente no solo, os MPs podem intensificar e alterar as propriedades físico-químicas importantes, como densidade, porosidade, agregação, pH e disponibilidade de nutrientes (Chen *et al.*, 2024). Estas modificações perturbam diretamente as funções dos MOs do solo, retardando seu crescimento, atividade metabólica, incluindo a produção de alimentos, o suporte à biodiversidade e a ciclagem de nutrientes (Shen *et al.*, 2023).

As tensões químicas e mecânicas são responsáveis por transformar os plásticos em MPs, tendo como principais fontes o polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET), poliamida (PA), poliestireno (PS), polipropileno (PP) e poliuretano (PU) (Ivleva *et al.*, 2017). Os MPs podem ser classificados de acordo com a sua procedência: MPs primários são produzidos propositalmente para uso em cosméticos, produtos de higiene pessoal ou produtos de limpeza, ressaltando que fibras dispersas por tecidos sintéticos também se enquadram nesse critério. MPs secundários são obtidos após a degradação dos plásticos por meio de fatores como ação mecânica, luz, temperatura, água e atividades microbianas (Olivatto *et al.*, 2018). Contudo os MPs são resultantes principalmente da má gestão dos resíduos sólidos como garrafas, embalagens e até mesmo roupas sintéticas, detritos estes, originalmente fornecidos pelo homem, que ocupam massivamente os ambientes rurais e urbanos. (Amaral-Zettler *et al.*, 2020).

Figura 1 - Diagrama de Impactos dos MPs



Fonte: Chen (2024)

Nota: Diagrama conceitual sobre a integralização e impactos dos MPs na estrutura do solo. Visualização cíclica de como ocorre a dispersão dos MPs, e como essa dispersão afeta o ecossistema ali presente. (Fonte: Chen *et al.*, 2024).

3.3 Plastisfera

O termo plastisfera refere-se ao ecossistema microbiano ocupante da superfície de resíduos plásticos em distintos ambientes, incluindo o solo, os oceanos e até mesmo a atmosfera. As partículas de MPs, que não se decompõem levemente, servem como substratos para diversas colônias de MOs, formando biofilmes complexos (Zettler *et al.*, 2013). A discrepância microbiana nestes esferóides achatados pode diferir significativamente do ambiente circundante, impactando a ciclagem de nutrientes e de forma iminente podendo hospedar patógenos e genes de resistência a antibióticos (Zhang *et al.*, 2019).

Estruturalmente a plastisfera é composta por três camadas sucessivas (Figura 2) sendo a camada basal, denominada eco-corona dura, resultado da adsorção estável e irreversível de matéria orgânica natural (NOM) na superfície do polímero. Nesta interface, origina-se a eco-corona suave, caracterizada por interações mais dinâmicas e reversíveis com a NOM. A camada mais externa, a bio-corona, consiste principalmente em biofilme extracelular

predominantemente polissacarídico, que abriga uma comunidade microbiana diversificada. (Kanter, 2023).

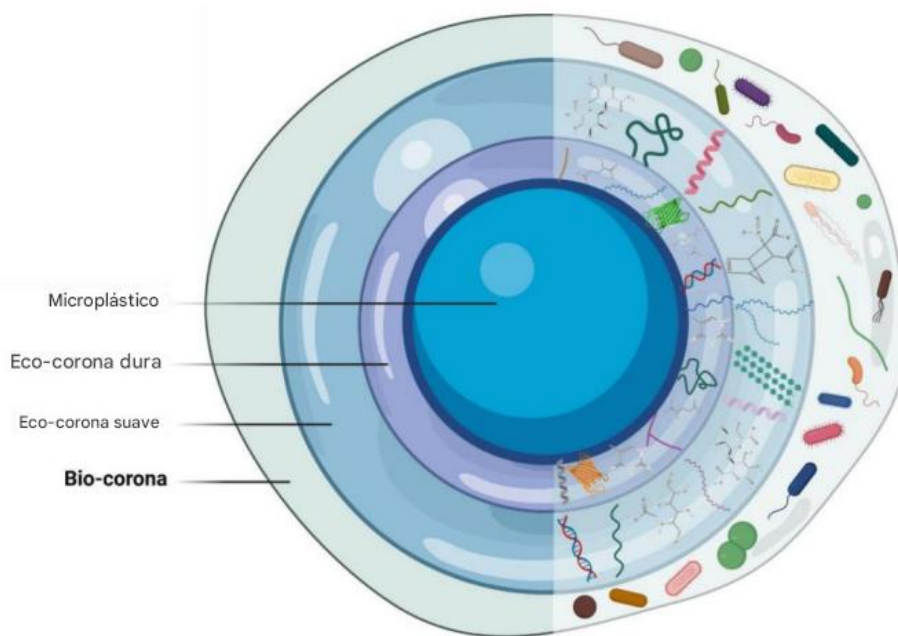
A Plastisfera foi inicialmente introduzida como expressão para ambientes aquáticos, caracterizada pela comunidade microbiana que se albergava nas partículas de MPs. O vocábulo rapidamente foi difundido para os estudos do solo, onde o mesmo busca moldes emergentes que examinam as associações microbianas que se arquitetam na superfície das matérias de MPs soterradas ou presentes em ambientes terrestres (Wang *et al.*, 2022).

Quando há o encontro das partículas de MPs e do solo, as colônias de MOs se alojam e constroem novos nichos ecológicos habitáveis, se impregnando de qualquer força vital que ali contém, até mesmo os que contribuem para a degradação dos MPs. Ao colonizar os MPs, os MOs formam, biofilmes complexos, que retardam as reações bióticas e abióticas dificultando a degradação do plástico. Esse processo promove o aumento dos MPs no solo, aumentando o volume e a densidade, impedindo com que os ciclos biogeoquímicos sejam realizados (Souza Machado *et al.*, 2018). A presença de MPs modifica a disposição e o encargo do microbioma do solo, podendo afetar os processos fisiológicos das plantas como a absorção de nutrientes, intervindo de forma negativa na saúde, aumentando a capacidade de campo e promovendo o desbalanceamento do nutrimento das plantas. Rilling e seus colaboradores em 2019, demonstram que os MPs com biofilmes podem lesar a retenção de água e a aeração do solo, provocando déficits no crescimento e desenvolvimentos das plantas, assim como, na manobra microbiana para a decomposição da matéria orgânica.

Os biofilmes formados na plastifera também podem favorecer a movimentação e a translocação de outros químicos, tais como pesticidas, herbicidas e até poluentes industriais tal qual os resíduos das indústrias têxteis amplificando os impactos negativos e ecotoxicológicos no ecossistema (Hodson *et al.*, 2017).

O transporte de patógenos pela plastisfera pode ter implicações significativas na biodiversidade, promovendo a aparição de bioindicadores de qualidade no solo como organismos específicos e fungos, ou inclusive, pode tornar a plastisfera o próprio bioindicador terrestre (Zettler *et al.*, 2013). A aparição dos bioindicadores vai se caracterizar através das informações do solo, como o estado em que o terreno se encontra, sua saúde, a composição da microbiota formada naquele ecossistema e de forma abrangente resíduos químicos e bioquímicos ali presentes (Kesý *et al.*, 2016).

Figura 2 - A Plastisfera



Fonte: Kanter (2023).

Nota: Constituída por três camadas sucessivas, compreende: a hard eco-corona sendo essa a adsorção irreversível de matéria orgânica, a soft eco-corona que promove ligações dinâmicas com NOM e a bio-corona sendo o biofilme polissacarídico com associação da microbiota.

3.4 Patógenos e Resistência Antimicrobiana

Descrito não apenas como poluente ambiental, os MPs empregam papéis críticos como atenuadores na propagação de patógenos e no acréscimo da resistência antimicrobiana, constituindo ameaças significativas à saúde pública e à estabilidade ecológica. Apropriados como plataformas físicas que emergem com seus atributos de adsorver contaminantes químicos, os MPs junto a plastisfera produzem ambientes projetados para a colonização microbiana e o transporte de genes de resistência antimicrobiana (RAM) (Galloway; Lewis 2016).

As plastisferas despontam como pontos de acesso para progressos de troca genética horizontal entre bactérias, incluindo conjugação, transformação e transdução, que facilitam a disseminação de genes RAM (Prata *et al.*, 2020). Esta estrutura de MPs integrada à coligação de compostos químicos como metais pesados e pesticidas, produz condições de pressão excludentes que priorizam a sobrevivência de cepas resilientes impactando negativamente

organismos expostos, resultando em efeitos de nível populacional e ecossistêmico (Montagner *et al.*, 2021).

É necessário frisar que o transporte de MPs através dos sistemas aquáticos proporciona a propagação de patógenos globalmente, os levando para os lençóis freáticos, desaguando no solo para preencher o seu potencial hídrico, deslocando essa contaminação não apenas para o latossolo mas sim para as formas de vidas que serão nutridas com esta fonte hidrográfica. Este atributo de mobilidade geográfica dissemina doenças infecciosas como, doenças gastrointestinais, endócrinas, neurodegenerativas, respiratória e cardiovasculares, expandindo o potencial de propagação do gene RAM para os seres ecossistêmicos (Wright *et al.*, 2020).

Este crescimento de doenças é promovida pela capacidade dos MPs de transpassar as barreiras celulares, devido ao tamanho do fragmento ser menor ou igual a 5mm permitindo interações precisas onde os MPs adentram as unidades celulares por intermédio de processos que dependem de energia envolvendo receptores de membrana. Os MPs também podem interagir sem carga, entrando na célula por difusão passiva, o que leva à formação de espécies reativas de oxigênio (ROS), proporcionando danos ao DNA e despolarização da membrana mitocondrial (Kanter, 2023).

A capacidade de conexão direta dos MPs com a permeação de barreiras em organismos vivos, desenvolve potenciais críticos para a introdução de patógenos e genes RAM na estruturação e desenvolvimento biológico, trazendo implicações na derme, e na respiração celular, comprometendo bombas de sódio e potássio iniciando as complicações dos quadros clínicos (Zhao *et al.*, 2024). Ademais, eminências dos MPs na natureza permeiam desastres ecológicos imputando alterações nas comunidades microbianas promovendo efeitos em cascatas, que ocorrem desde a nutrição dos organismos filtradores até observações de topo como crescimento e desenvolvimento ao longo da cadeia alimentar (Yao; Seong; Jang, 2022).

Como característica mais preocupante, se demonstra o fator dos MPs adsorver contaminantes químicos os tornando hábeis para induzir alterações nos sistemas microbianos e favorecer a expressão de resistência antimicrobiana, tal interação aumenta a prevalência de patógenos na plastisfera ampliando os riscos de contaminação cruzada em redes tróficas, incluindo aqueles que culminam em organismos humanos, viabilizando novas comunidades virais e bacterianas. (Zhang *et al.*, 2021). Outrossim se faz a evidência que os sistemas biológicos, se tornam prejudicados devido os tecidos internos apresentarem seu DNA prejudicado e as membranas mitocondriais despolarizadas por contaminantes adsorvidos e MOs resistentes por agentes patogênicos (Priya; Muruganandam; Nithya, 2024).

Todavia a abordagem sobre esta ciência ainda é recente, demonstrando ondas crescentes de entendimento miradas pelo papel dos MPs na resistência antimicrobiana, as lacunas ainda permanecem abertas. Torna-se interessante ressaltar que é incerto o saber de como os processos de troca genética horizontal ocorrem em diferentes contextos ambientais e quais fatores específicos modulam a eficácia desses eventos. Os MPs não são apenas ameaças ambientais, mas emergem como a peça central de maior desafio contemporâneo à saúde pública, alavancados principalmente pela sua presença no solo (Schwabl, 2019).

3.5 Ocorrência de Microplásticos no Solo

A presença de MPs nos solos, originados de diversas fontes, destaca-se como aspectos de adversidades significativas. Compreender a distribuição e os impactos desses contaminantes é crucial para desenvolver estratégias eficazes de mitigação e proteção dos ecossistemas terrestres (Caixeta *et al.*, 2018).

Os MPs chegam e adentram tanto no interior quanto na superfície do solo através de diversos viés, como a aplicação de lodos de esgoto, uso de filmes plásticos na agricultura, deposição atmosférica, correntes dos lençóis freáticos e atividades industriais (Zhao *et al.*, 2022). A contaminação dos campos agrícolas é particularmente preocupante, pois a agricultura é um grande potencial de transferência de MPs para as fontes de alimentação e nutrição (Zhu *et al.*, 2022).

O emprego do lodo de esgoto em zonas agroindustriais, agrosilvopastoril e agroflorestais é substancialmente a via de contaminação mais prejudicial (Pedrosa, 2017), já que o tratamento de efluentes retém MPs no lodo, que, ao ser aplicado como fertilizante, incorpora diretamente no solo essas partículas. Outrossim, o uso acentuado de filmes plásticos recobrimdo a superfície terrestre, tubos de irrigação e fertilizantes encapsulados que penetram a raiz, tem participação ativa para o montante de MPs nos solos agrícolas (Conceição Pereira, 2021).

A precipitação atmosférica é outra fonte significativa, onde os MPs são conduzidos pelos impactos bióticos e abióticos sendo depositados no solo, nem mesmo as áreas mais remotas ficam isentas (Xu *et al.*, 2021). Resultante da poluição urbana e industrial, que libera intensas taxas de MPs no ar, contribuindo de maneira acentuada para a distribuição. Próximo às áreas industriais e urbanas, os solos exibem de maneira hostil altas concentrações de MPs

devido ao descarte de resíduos inadequado, perdas acidentais durante a produção e o manuseio de plásticos e os acidentes de trânsito, sendo estes contribuintes para o aumento massivo de MPs no substrato geológico (Caixeta *et al.*, 2022).

Os solos de marés de forma especial são extremamente vulneráveis, apresentando contaminação por MPs devido à deposição de resíduos marinhos trazidos pelas marés. O mesmo pode atuar como zonas de retenção para MPs transportados pelo oceano servindo como dispersão para os demais solos, onde o plástico é locomovido até mesmo pela movimentação humana fomentando o aumento da poluição (Martínez, 2023).

Nota-se que alguns organismos do solo, como minhocas, microartrópodes e MOs, são capazes de consumir MPs, levando a retenção e constipações intestinais, interferindo diretamente na ingestão de nutrientes, tornando-se potencialmente transportadores de contaminantes químicos (Silva, 2021). Os MPs alteram de forma negativa não só a saúde dos organismos terrestres, mas do mesmo modo as funções ecológicas que a microfauna desempenha, modificando a cadeia alimentar e, eventualmente, a saúde humana (Caixeta, 2022).

Os impactos da contaminação destas partículas são profundos, variados e negativos. Podendo alterar propriedades físicas e químicas do solo (Belo, 2021), os MPs afetam a porosidade desregulando a capacidade de retenção de água, resultando, por sua vez, na danificação do desenvolvimento do reino plantae e no déficit na germinação de sementes. Concomitantemente os MPs reverberam a biomassa das raízes fasciculadas e axiais desenvolvendo a introdução ao estresse oxidativo através da sua atuação como empecilho da relação entre a vegetação e o carbono/nitrogênio, essas complicações assumem um papel mais preocupante quando trabalham de forma sinérgica com o glifosato (Sarria-Villa; Gallo-Corredor, 2016).

3.5.1 Poliuretano (PU) no Solo

Caracterizado por se encaixar nas formas mais preocupantes de MPs em relação a poluição ambiental, o poliuretano (PU) descrito como polímero é amplamente utilizado em diversas áreas mesmo sendo de difícil degradação no meio ambiente (Almeida; Cristina, 2023). O PU é o produto final logrado a partir de ligações do tipo uretana (carbamato) obtido pela reação de polimerização entre um diisocianato e um diol ou um poliol poliéster, sendo este diversas vezes sintetizado (Garcia *et al.*, 2024).

O poliisocianatos e polióis são altamente versáteis quando sintetizados, devido a este cofator o PU se tornou extremamente vantajoso para as indústrias, principalmente na

fabricação de espumas rígidas e flexíveis, revestimentos, adesivos e outros produtos. Os processos de fragmentação do PU ocorrem principalmente com a fotodegradação, promovida pela exposição à luz UV, ele é suscetível ao mecanismo de hidrólise devido a presença de grupos funcionais ésteres que possibilitam a quebra da ligação química entre o carbono e o oxigênio (Alves *et al.*, 2022).

A despeito da sua ampla capacidade de sofrer manipulação química das propriedades específicas, o mesmo, pode ser alterado pela adição de cargas, tais como: sulfato de bário, carbonato de cálcio ou por reagentes químicos de origem não renovável, como derivados do petróleo, resultando na baixa taxa de biodegradabilidade devido à estrutura o que favorece sua persistência no ambiente por longos períodos de durabilidade (Madaleno *et al.*, 2013).

Tendo como atributo destacado, a durabilidade e a resistência química, torna o PU importante fonte de MPs quando descartado de forma inconveniente (Silva *et al.*, 2012). A colaboração de fatores bióticos e abióticos, como a ação de MOs do solo ou até mesmo os diversos fenômenos naturais, a biodegradação é limitada e sujeita-se totalmente à composição físico química do PU (Gewert *et al.*, 2015).

O PU por sua vez, possui interações com os organismos e o solo, porém ele não interatua de forma cíclica devido a fatores limitantes da sua produção química, as suas interações são determinadas desde o primeiro contato com o solo, adsorvendo contaminantes como pesticidas e metais pesados, armazenando esses contaminantes em seu interior. Contaminantes estes com potencial de serem liberados gradualmente durante a translocação do PU, ampliando seus efeitos no ambiente. Dinâmica em questão que contribui para impactos prejudiciais, como o aumento de risco biológico e de toxicidade, poluição do lençol freático, retenção e absorção do campo de concentração e do potencial hídrico do solo, prejudicando e facilitando a produção alimentícia com MPs (Chae; An 2018).

No ecossistema, os MPs de PU atuam como vetores de substâncias orgânicas persistentes (COPs), devido à sua superfície hidrofóbica que adsorve e viabiliza a locomoção de compostos tóxicos (Yooeun; Youn-Joo, 2018). Outrossim, algumas operações de PU tendem a liberar subprodutos instáveis e arriscados, como isocianatos e aminas aromáticas, que possuem efeitos potencialmente tóxicos para espécies aquáticas e terrestres (Garcia *et al.*, 2024).

Os efeitos se tornam agravantes pela ingestão acidental dos MPs por organismos invertebrados e vertebrados, levando a lesões e obstrução intestinal, estresse oxidativo e alterações metabólicas, pois quando ingerido o PU se aloja no trato gastrointestinal provocando danos mecânicos às mucosas, ocasionando a redução de absorção nutrientes,

liberando citocinas pró-inflamatórias instaurando o estresse oxidativo. Impactos estes que propagam-se como problema por toda a cadeia alimentar (Montagner *et al.*, 2021).

A mitigação deste problema requer esforços significativos em diferentes frentes. O desenvolvimento de alternativas biodegradáveis aos poliuretanos convencionais vem recebendo atenção à medida que pesquisas externas desenvolvem polímeros baseados em recursos renováveis (Alves *et al.*, 2021). Ademais, a reciclagem química direta do PU tem sido apresentada como ponto investigativo em métodos para reutilização de resíduos de poliuretano, proporcionando conveniência opcional (Cangemi *et al.*, 2009).

As medidas regulamentares de reciclagem também desempenham papéis cruciais, desenvolvendo providências de controle para as principais fontes de MPs, tornando-se o incentivo para a economia circular reaproveitar o plástico. No entanto, as mudanças na consciência pública e nos hábitos de consumo continuam a ser críticas para reduzir o impacto ambiental do PU (Montagner *et al.*, 2017). Os MPs de PU oferecem amplo potencial de desafio ambiental significativo, cuja solução requer uma abordagem integrada que combine esforços e avanços tecnológicos, políticos e a participação ativa da sociedade para promover práticas sustentáveis (Miravalle *et al.*, 2024).

3.5.2 Poliestireno (PS) no Solo

Constituído como polímero aromático termoplástico, o poliestireno (PS) é extensamente empregado para a produção de embalagens descartáveis incluindo utensílios domésticos, hospitalares, educacionais e materiais de construção, com ênfase para a sua estrutura expandida conhecida popularmente como isopor (EPS). Através da sua ampla produção e consumo aliados à baixa taxa de reciclagem, o PS se integra de forma avassaladora à cartilha de plásticos mais produzidos e descartados mundialmente, esta integração o possibilita a se unir aos principais agentes fontes de MPs no meio ambiente (Wang *et al.*, 2022).

A construção do PS é obtida através da polimerização de monômeros repetitivos de estireno $(C_8H_8)_n$, cada unidade monomérica consiste na presença do anel benzênico ligado a uma cadeia vinílica $(-CH=CH_2)$. Tal estrutura molecular atribui ao polímero baixa densidade e intensa rigidez o aprimorando com características hidrofóbicas (Wang *et al.*, 2015). A sua formação o encaixa como ameaça ao meio ambiente, devido a presença das suas estruturas aromáticas e a escassez de grupos funcionais reativos dificultando a ação das enzimas microbianas, delimitando assim, seus processos de biodegradação (Yang *et al.*, 2015). Em compêndio, seus atributos de construção, cooperam para a fragmentação do material em MPs

por procedimentos de radiação ultravioleta, variações térmicas e forças mecânicas (Wang *et al.*, 2024).

Destacando o traço do PS ser material hidrofóbico, o mesmo tem capacidades de adsorver COPs, bifenilas policloradas (PCBs) que são compostos orgânicos sintéticos e substâncias químicas, e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs). A laboração de MPs de PS nos ecossistemas os converte em vetores de poluição química, amplificando o risco de bioacumulação, biomagnificação e translocação de patógenos mediante ao solo (Rochman *et al.*, 2013).

Ao entrar em contato com o solo o PS possibilita alterações em suas propriedades mecânicas e químicas, promovendo a redução da porosidade e transmutando a aeração e a retenção de água. Essas transformações tendem a interferir na dinâmica e ciclagem de nutrientes, comprometendo os ciclos biogeoquímicos pelo aumento de contenção da matéria orgânica e desnitrificação parcial. Salientando que a frequência prolongada de PS tende a interpor-se na abundância relativa de bactérias do solo, limitando as comunidades resistentes ao polímero (Liu *et al.*, 2025).

Em condições biológicas, o PS realiza interações com organismos terrestres, através da ingestão dessas partículas por minhocas, artrópodes, plânctons e miniartrópodes desenvolvendo obstruções no trato digestivo, afetando desde a sua fisiologia ao comportamento (Wang *et al.*, 2024). Em termos celulares, o polímero se conecta à formação de espécies reativas de oxigênio (ROS), estimulando estresse oxidativo, dano à membrana plasmática e alterações no metabolismo mitocondrial (Bhat, 2023). As reações se modificam de acordo com a mensuração das partículas, seu volume no substrato e tempo de exposição (Rochman *et al.*, 2013).

Abordagem protetivas com a regulamentação do uso de MPs de PS, tornaram-se foco global ao longo do última década, a manifestação de novas promoções de tecnologias de reciclagem mais eficazes e o desenvolvimento de alternativas biodegradáveis estão se fortificando. No que tange, às ações multidisciplinares exibem características fundamentais para fomentar mudanças no comportamento de consumo e descarte de plásticos, contribuindo para a mitigação, pois as interações sinérgicas de MPs com herbicidas como o glifosato tendem a ser prejudiciais para a saúde do solo (Shen *et al.*, 2023).

3.6 A Interação do Glifosato com os Microplásticos

O glifosato se caracteriza como herbicida de extenso espectro, amplamente utilizado na agricultura com o objetivo de controlar invasores orgânicos como a erva daninha. Probando a sua eficácia através da inibição da 5-enolpiruvilshiquimato-3-fosfato sintase (EPSPS), enzima substancial da via do ácido chiquimato presente em plantas, fungos e algumas bactérias (Van *et al.*, 2021). O glifosato é intensamente letal para plantas não resistentes, alcançando até mesmo mais que a sua função inicial, provocando maiores implicações do que apenas a letalidade que vai além das plantas alvo (Gomes *et al.*, 2014).

A utilização constante de glifosato não apenas diminui a diversidade microbiana, como também danifica associações simbióticas entre os MOs, como as associações formadas por fungos micorrízicos, fundamentais para a assimilação de nutrientes no solo e nas plantas. No que tange à ação do herbicida sobre a saúde humana, a exposição suscita dúvidas sobre possíveis efeitos cumulativos, considerado atos possíveis sobre os desreguladores endócrinos, provocando estresse oxidativo e inflamação crônica em níveis subletais (Rivaz-Garcia *et al.*, 2022).

No escopo microbiológico, o glifosato executa determinada função significativa na pressão seletiva, modificando a composição da microbiota do solo, reprimindo MOs benéficos, como bactérias que fixam nitrogênio e sugerindo que patógenos oportunistas se multipliquem. O glifosato promove sua persistência no solo através de impactos ao ciclo do nitrogênio mediante a inibição da fixação biológica, da alteração da nitrificação e desnitrificação e aumento da lixiviação de nitratos, em relação ao ciclo do carbono o impacto se faz pela redução da atividade microbiana, alteração na mineralização do carbono e aumento da emissão de gás carbônico (CO₂) e gás metano (CH₄) (Adero *et al.*, 2020).

Ambientalmente, existem diferenças na persistência do glifosato no solo e na água, cofatores como temperatura, pH e presença de MOs degradantes participam da dissolução do herbicida, outros fatores interligados são os abióticos e bióticos (Valle *et al.*, 2019). O glifosato apresenta alta solubilidade em água, o que favorece a sua dispersão na fase aquosa e o seu potencial de lixiviação sob condições específicas de solo e clima (Aparicio *et al.*, 2013).

Quando aplicado no solo, a propagação do glifosato ocorre sobre os ecossistemas superficiais e subterrâneos através das ligações do seu principal metabólito, o ácido aminometilfosfônico (AMPA). É válido ressaltar que o glifosato é menos móvel quando adsorvido no solo, devido a fatores limitantes como os grupos carboxila (-COOH) e fosfonato (-PO₃H₂) que, em pH neutro, ficam carregados negativamente, promovendo as ligações do

herbicida com às superfícies positivas de minerais, especialmente o ferro (Fe^{3+}) e o alumínio (Al^{3+}), dificultando a propagação do glifosato (Ojelade *et al.*, 2022).

Quando inserido ao cenário de contaminação por MPs, o glifosato demonstra dinâmicas hegemônicas que potencializam seus impactos de contaminação. Essa interação entre polímeros e herbicidas vai desde a simples adsorção, até a modificação da biodisponibilidade e o comprometimento da estrutura do solo (Chang *et al.*, 2023).

Os efeitos de contaminação caracterizam-se devido às qualidades químicas e físicas do MPs possuírem superfícies propícias para a adsorção do glifosato e de seu metabólito AMPA. Essa adsorção prolonga a persistência do herbicida no ambiente e afeta o dinamismo de transporte, iniciando ações simbióticas e sinérgicas entre os patógenos presentes na plastisfera, o glifosato e os MPs, provocando a criação de cepas resistentes a antibióticos e que carregam junto a si o AMPA (Richon *et al.*, 2023). Esta movimentação permite que os MPs atuem no aumento da dispersão do glifosato para locais antes inacessíveis, como corpos de água mais profundos, sistemas aquáticos distantes de áreas agrícolas e solos antes não alcançados pela dispersão manual (Kanissery, 2019).

A sinergia química entre o glifosato e os MPs tende a modificar a toxicidade do herbicida através de mudanças na sua ionização, desequilíbrio resultante a colisões dos grupos funcionais, efeito na organização tridimensional do composto e manipulação do metabólito. A desobstrução gradual do glifosato adsorvido em MPs no ecossistema ou integrando ao interior dos organismos que são penetrados de forma involuntária, criam zonas de exposição localizadas, com concentrações elevadas de toxicidade que afetam diretamente organismos não-alvo. (Myers, 2016).

Nos solos, a associação MPs - glifosato varia de acordo com a partícula presente, tanto quanto o PU e o PS tendem a influenciar comunidades microbianas. Quando há polímeros de PU, bactérias como *Bacillus velezensis*, *Achromobacter* sp., e fungos como *Aspergillus tubingensis*, são encontrados facilmente, pois estes demonstram sinergia para colonizar e eficiência na capacidade de degradação do PU (Zeng *et al.*, 2024 E Hadi *et al.*, 2013). Há presença de PS por sua vez possibilita zonas para bactérias como *Pseudomonas lini*, *Acinetobacter johnsonii*, *Ochrobactrum anthropi* e fungos como *Penicillium* e *Fusarium* ambas as cepas apresentando crescimento significativo quando o PS está empregado ao solo, demonstrando modificações químicas estruturais e capacidade elevada de decomposição da partícula (Kim *et al.*, 2021; Hadi *et al.*, 2013; Srikanth *et al.*, 2022).

Através da conformação e resistência, os MPs de PU e PS participam na cooperação biológica alterando a estrutura vital do solo, fornecendo cenários de pressão seletiva

prolongada para o glifosato, favorecendo a sobrevivência de bactérias resistentes e reduzindo ainda mais a biodiversidade, comprometendo serviços ecossistêmicos essenciais, como a circulação e o reaproveitamento de nutrientes, desenvolvendo níveis toxigênicos no solo (Zocchi; Sommaruga 2019).

3.7 Efeitos da Temperatura nas Comunidades Microbianas do Solo e da Plastisfera

Operando como determinante ambiental crucial que estimula a estrutura e a atividade dos conjuntos microbianos presentes no solo, a temperatura encarrega-se de efeitos intensos sobre as rotas metabólicas como a de respiração heterotrófica, nitrificação e desnitrificação, do mesmo modo afeta as taxas enzimáticas de celulases, ligninases e proteases. Elevações térmicas transmutam a biomassa dos organismos, afetando a eficiência do uso de C, potencializando a desnutrição de mineralização do mesmo, limitando os fluxos de CO₂ do solo. (Qu *et al.*, 2023).

As transformações de rotas e modificações enzimáticas permitem que a temperatura trabalhe como crivo seletor no solo, eliminando filos com alta sensibilidade e prevalecendo os termorreguladores. Em compêndio o substrato ofertado demonstra controle adjunto as respostas ao aquecimento, corroborando com aspectos de mudanças na umidade e nas interações de MOs, outrora os fatores edáficos e climáticos devem ser considerados como unidade de ligação à temperatura ao caracterizar as respostas microbianas. (Jiang *et al.*, 2025).

A plastisfera por sua vez elabora nichos ecológicos dessemelhantes tendo como influenciadores principais a temperatura e variáveis abióticas modulando cada sessão da construção. Destaca-se que o estresse térmico acompanhado do habitat natural, dos minerais ofertados, do pH e da salinidade determina totalmente a edificação da plastisfera ao invés da composição do polímero. (Sun *et al.*, 2023).

Como atributo principal a temperatura acelera o desenvolvimento do biofilme sobre MPs, através da prevalência de degradadores potenciais, transmutando as ligações entre alelos, competição e cooperação, provendo filos resistentente como Proteobacteria, Actinobacteria e Bacteriota que auxiliam a degradação parcial dos polímeros, interferindo diretamente no controle de patógeno para área de seu filtro termorregulador (Guo *et al.*, 2024).

Em suma as interação entre MPs, solo e variação térmica afeta de forma intrínseca os ciclos biogeoquímicos devido ao crivo dos grupos de MOs resilientes nas superfícies plásticas e matriz edáfica, potencializando a perda de matéria orgânica e impactando na fixação do

nitrogênio no solo. Rendendo implicações funcionais múltiplas, como a intensificação da taxa de decomposição e respiração microbiana, favorecendo a liberação de CO₂, alterando a retenção de nutrientes do solo. (Dodhia *et al.*, 2023 e Fortin *et al.*, 2025).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Preparo dos microcosmos

4.1.2 Seleção e Tratamento do Solo

A escolha do Latossolo se define pela sua ampla abundância no Brasil, cobrindo cerca de 58% do território. Destaca-se também pelas suas propriedades físico-químicas, como a sua estrutura porosa resultante da combinação fracionada de argila e areia, promovendo circunstâncias propícias de boa retenção de água e nutrientes, facilitando estudos de contaminação edáfica.

O latossolo utilizado para o processo experimental foi extraído do pomar de Fruteiras Nativas, implantado no ano de 2012 na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos. O clima da região é subtropical, úmido e mesotérmico, sendo da classe C.f.a. (C = Clima Temperado Quente/Mesotérmico, f = Pleno Úmido, a = Verão Quente) tendo por sua latitude 25° 44' 01" S e longitude 53° 03' 26" W, com altitude de 565m registrando-se temperaturas média do mês mais frio inferior a 18 °C e do mês mais quente acima de 22 °C, sem estação de seca definida, mas com tendência de concentração das chuvas durante os meses de verão (Iapar, 2013). Conforme os moldes abióticos como cofatores de construção do solo a Embrapa em 2018, caracterizou o solo desta região o identificando como Latossolo Vermelho Distroférrico.

Para a remoção de resíduos vegetais e materiais de maior granulometria se fez a triagem através da separação manual, em seguida realizou-se o peneiramento do latossolo em mesa agitadora do Laboratório de Solos da UTFPR – Câmpus Dois Vizinhos, para a padronização e uniformidade das amostras com o objetivo de reduzir a variabilidade física do substrato. limitou-se o diâmetro das partículas a no máximo 1 mm.

O solo foi mantido sob umidade controlada de 25%, conforme parâmetros estabelecidos pela EOS Data Analytics (2024), plataforma esta, que disponibiliza dados para controle agrônômicos. Valor este que assegura a textura média sendo essencial para manter a atividade microbiológica dentro da incubação. O controle de umidade após incubação se fez por pipetagem, dentro de capela de fluxo laminar, utilizando-se água ultra-pura, os volumes sobrepostos foram ajustados conforme as necessidades observadas durante o período do experimento.

4.1.3 Obtenção e Processamento dos Microplásticos

Os MPs utilizados neste experimento procederam a partir de dois materiais distintos: o poliestireno (PS) e poliuretano (PU). As partículas resultantes de PS e PU incorporam-se junto às amostras de latossolo e glifosato, sendo elas devidamente esterilizadas 30 minutos antes da montagem do experimento dentro da capela UV, para compor grupos experimentais dissemelhantes.

O PS aproveitou-se de placas de Petri estéreis. Inicialmente passou por processos de quebra mecânica (Fotografia 1), seguido de trituração em moinho de facas. Posteriormente, o material foi peneirado até atingir a granulometria inferior a 0,5 mm, reproduzindo similarmente a fração de MPs comumente encontrada no ambiente.

Fotografia 1 - Fragmentos de PS



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: Fragmentos mecânicos de PS resultantes das placas de Petri estéreis, armazenadas dentro do cadinho para passarem pelo moinho de facas.

O PU, por sua vez, sintetizou-se no laboratório mediante a reação entre diisocianato e poliols, com a razão estequiométrica de 1:1. Foram preparados 60 ml da mistura em copos plásticos de 180 ml, nos quais ocorreu a reação exotérmica, natural na fabricação de espumas. O início da expansão levou cerca de 30 segundos, atingindo o volume máximo em aproximadamente 3 minutos, com o aumento volumétrico se sobrepondo ao do copo utilizado, o PU foi mantido em repouso de 24 horas depois de sua expansão máxima para o tempo de cura inicial. O PU sintetizado apresentou a coloração bege com estruturas celulares homogêneas (Fotografia 2), sendo este a formulação comercial originando o polímero termoestável de célula fechada. Após o processo de interação molecular, submeteu-se o PU ao desgaste mecânico e peneiramento, novamente com o objetivo da obtenção de grânulos com dimensões análogas às do PS processado.

Fotografia 2 - PU



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: PU sintetizado com diisocianato e polióis em sua formulação comercial de espuma rígida, pronto para o desgaste mecânico.

4.1.4 Preparação e Esterilização dos Frascos Experimentais

Para a realização do experimento, se fez uso de frascos cilíndricos de vidros, tendo por seu volume de 540 g. A escolha deste recipiente foi deliberada devido à sua corriqueira disponibilidade, praticidade no manuseio e translucidez, permitindo a visualização clara do material no seu interior.

Previamente ao processo de esterilização, passaram pela etapa de higienização. Preliminarmente, os logos e rótulos foram removidos, para que as etiquetas de organização do experimento fossem colocadas, facilitando a catalogação e a observação dos frascos. Sem delonga, começou-se a limpeza inicial com água corrente e detergente neutro e álcool, para a remoção de resíduos superficiais, brutos e para eliminação de contaminantes.

Como próximo passo de esterilidade, os frascos passaram por processos na autoclave que atingiram 121 °C, esses processos desde aquecimento e finalização levam 1h, promovendo e assegurando alta taxa de eliminação de MOs. Em decorrência a este processo, os mesmos foram translocados para a estufa de secagem do laboratório de microbiologia, onde permaneceram armazenados até o dia da montagem do experimento, evitando qualquer contaminação externa.

No dia da montagem do experimento, antes da adição dos materiais, os frascos foram expostos à radiação UV dentro da capela por 30 minutos, para minimizar os riscos de contaminação.

4.1.5 Concentração do Glifosato

Para este experimento foi avaliado o efeito do glifosato na formulação comercial ZAPP QI 620, da marca Syngenta Proteção de Cultivos, produzido de forma técnica na zona de desenvolvimento econômico e tecnológico de Nantong, Nantong, Jiangsu, China. O herbicida é composto por glifosato sal de potássio 620 g/L (62% m/v), equivalente a 500 g/L (50% m/v) de glifosato ácido, além de 740 g/L (74% m/v) de outros ingredientes que compõem a formulação (Syngenta, 2025). Se fez o uso do glifosato em três tratamentos quintuplicados específicos a 25 °C. No primeiro, realizou-se a aplicação do herbicida sobre latossolo. No segundo tratamento, o glifosato foi juntamente aplicado aos MPs de PS e latossolo. E no terceiro tratamento experimental, aplicou-se o glifosato conjugado ao PU e ao latossolo.

A taxa de aplicabilidade do glifosato, habitualmente utilizada nas comunidades agrônomicas, se correspondente a 2,5 L por hectare (10.000 m²), tem-se a equivalência de 0,25 mL·m⁻². Foi adicionado o volume de solo de 200 g em cada frasco de vidro para preparar a escala experimental (Syngenta, 2025). Baseando-se na densidade média aproximada do Latossolo 1,3 g·cm⁻³, a proporção de aplicabilidade unitária foi de 153,85 cm³ (Syngenta, 2025). Considerando a profundidade de exposição de 1 cm, a área estimada para a amostra foi de 0,015385 m². Sendo assim, ao calcular a taxa de ajuste para a aplicação em associação ao volume de latossolo, alcançou-se o valor proporcional de 0,003846 mL de glifosato.

Portanto, em cada amostra foi pipetado 3,846 µl de glifosato. Os tratamentos foram incubados em B.O.D. a 25 °C, por 45 dias, simulando condições ambientais agrônomicas controladas, objetivando a avaliação do glifosato e suas interações com os MPs e posteriormente identificando os efeitos ecotoxicológicos sobre o latossolo.

4.2 Desenho Experimental

A realização da prática deste experimento contou com o apoio fundamental do Laboratório de Microbiologia e do Laboratório Multiusuário de Análises Biológicas e Biologia Molecular (BioMol) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Dois Vizinhos, durante o período de 45 dias iniciado em junho de 2024.

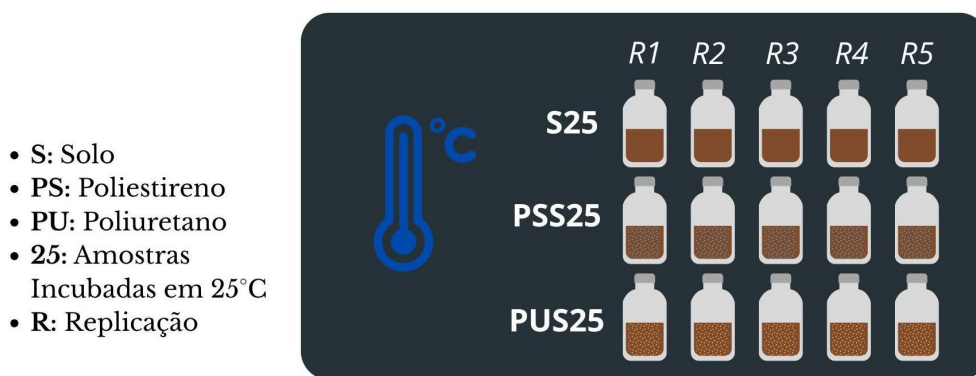
A disposição das amostras se fez pela divisão de três conjuntos experimentais, caracterizados de acordo entre a interação dos diferentes MPs (PU e PS) com dois fatores:

Temperatura (25 °C e 35 °C) e glifosato (presença e ausência). A condução dos ensaios se realizou em condições monitoradas, para simular ambientes realistas e de estresse térmico com temperaturas de incubação estabelecidas em 25 °C e 35 °C, conforme orientações da plataforma EOS Data Analytics (2023).

Foram realizados 3 experimentos. No primeiro experimento foi testada a interação dos diferentes MPs (PS e PU), já no segundo foi verificada a interação entre o aumento da temperatura (35°C) e os MPs e o por fim, no terceiro experimento testou-se o efeito da interação do Glifosato com os MPs:

O primeiro experimento (grupo 1), consiste em 3 tratamentos submetidos a temperatura de 25 °C (Figura 3):
 S25: Constituído apenas por 200g de latossolo por frasco;
 PSS25: 200g de latossolo + 2g de PS por frasco;
 PUS25: 200g de latossolo + 2g de PU por frasco.

Figura 3 - Diagrama experimentais dos sistemas incubados a 25 °C.



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: Ilustração dos tratamentos compostos por S25, PSS25 e PUS25, mantidos sob incubação contínua em B.O.D. a 25 °C. As condições experimentais foram conduzidas com cinco réplicas (R1–R5), viabilizando o acompanhamento das amostras ao longo do tempo. Este delineamento propõe análises de formação da plastisfera e as alterações na comunidade microbiana edáfica associada aos diferentes tipos de MPs, no ambiente de temperatura amena e constante.

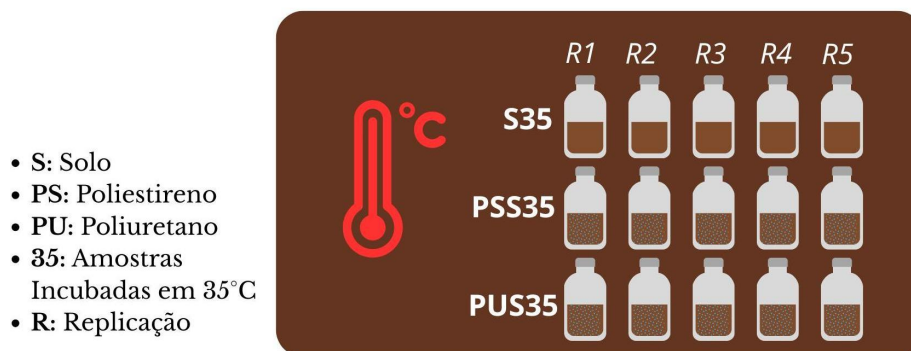
O segundo experimento (grupo 2) consiste em 3 tratamentos sob a temperatura de 35 °C (Figura 4):

S35: Constituído apenas por 200g de latossolo por frasco;

PSS35: 200g de latossolo + 2g de PS por frasco;

PUS35: 200g de latossolo + 2g de de PU por frasco.

Figura 4 - Estrutura experimental de incubação a 35 °C



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: Representação dos conjuntos de sistemas experimentais compostos por S35, PSS35 e PUS35, sendo estes submetidos a temperatura contínua elevada a 35 °C em incubação de B.O.D. Tratamentos executados de formas quintuplicatas (R1–R5) para melhor assegurar as respostas das análises sobre o impacto dos MPs.

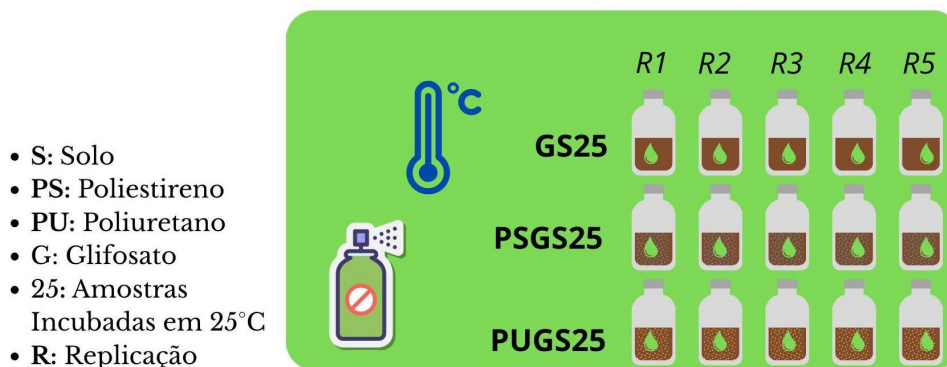
O terceiro experimento (grupo 3) incluiu os tratamentos com a adição de glifosato, mantidos a 25 °C (Figura 5):

GS25: 200g de latossolo + 3,846 µL de glifosato por frasco;

PSGS25: 200g de latossolo + 2g de PS + 3,846 µL de glifosato por frasco;

PUGS25: 200g de latossolo + 2g de PU + 3,846 µL de glifosato por frasco.

Figura 5 - Representação dos tratamentos com adição de glifosato junto a MPs incubados a 25 °C



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: Delineamento dos tratamentos compostos por GS25, PSGS25 e PUGS25, mantidos sob a temperatura amena de 25 °C em incubação de B.O.D. Os tratamentos foram realizados com quintuplicatas independentes (R1–R5), proporcionando a avaliação sobre efeitos combinados da presença de MPs e glifosato interagindo com o latossolo.

4.3 Montagem do Experimento

Cada frasco com seus respectivos tratamentos foi vedado com papel alumínio e fixado com fita crepe (Fotografia 3), evitando contaminações externas, ao mesmo tempo em que se

assegurava a troca gasosa necessária por meio da perfuração de cinco pequenos orifícios na parte superior da vedação. Os Tratamentos permaneceram nas B.O.D. por 45 dias.

Em compêndio as unidades experimentais foram conduzidas com 200 g de Latossolo e 50 mL de água ultra-pura. O grupo inicial ($n = 10$) continha apenas Latossolo + água ultra-pura. Nos tratamentos com adição de polímeros, foram incorporados 2 g de poliestireno (PS) ($n = 10$) ou 2 g de poliuretano (PU) ($n = 10$). Semelhantemente os grupos que foram condicionados ao herbicida ZAPP QI 620, se aplicou 3,846 μL por pipetagem, isoladamente ($n = 5$) ou em combinação com 2 g de PS ($n = 5$) ou 2 g de PU ($n = 5$).

Fotografia 3 - Tratamento Experimental PSS25



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: Tratamento de PS com latossolo e água ultra-pura, armazenado na temperatura de 25°C, etiquetado para identificação e praticidade de localização onde (PS) = MPs; (S) = solo; (25) temperatura; (R) repetição.

A escolha das temperaturas, tanto o intervalo de 10 °C quanto a temperatura inicial de 25 °C, se baseou na necessidade de simular condições ambientais distintas que afetem de modo relativo o crescimento e a atividade metabólica dos MOs do solo condicionado aos poluentes. Enquanto 25 °C representa a temperatura média do Brasil em 2024 conforme divulgado pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 35 °C corresponde à condição de estresse térmico devido a fatores de efeito estufa. Para o controle de umidade nas temperaturas de 25 °C e de 35 °C, foram feitos frascos reservas de controle (Fotografia 4), onde sem atrapalhar os tratamentos oficiais, se realizava os toques mecânicos para as medidas de cálculos com o objetivo de analisar a retenção de líquido.

Fotografia 4 - Tratamento Experimental C35



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: Frasco controle de latossolo com água ultra-pura, armazenado na temperatura de 35°C.

4.4 Separação dos MPs do Latossolo

Nesta etapa se realizou a desagregação dos MPs presentes nas amostras de latossolo, sendo estas coletadas sob capela de segurança, inicialmente preparou-se a solução hipersalina contendo água ultra-pura e cloreto de potássio na concentração de $358,9 \text{ g L}^{-1}$, em seguida a mesma solução foi autoclavada a 121°C por volta de 1h com todos os processos de iniciação e finalização, para garantir sua esterilidade antes da utilização. Ressalta-se que a solução hipersalina atua como meio de alta densidade promovendo a flotação física de materiais menos densos como os MPs. Perante a isto, separou-se 48 tubos falcons estéreis de 50 ml, nestes se adicionou 8 ml de amostras dos tratamentos e 20 mL da solução hipersalina em cada tubo falcon, promovendo a flotação dos MPs à superfície, enquanto o latossolo sendo mais denso se deposita ao fundo (Rani *et al.* 2023). Após essa adição, os tubos permaneceram em repouso para a decantação natural dos sedimentos.

Em seguida a decantação, as amostras foram submetidas à centrifugação a 3.000 rpm por 15 minutos, após a centrifugação o sobrenadante foi descartado. Cuidadosamente em seguida as amostras foram coletadas e aliquotadas de 0,250 g para tubos criogênicos com capacidade de 2 mL, com o auxílio de uma espátula estéril. Posteriormente as amostras foram armazenadas e congeladas em ultra-freezer a -20°C até o momento da extração do DNA.

4.5 Extração e Quantificação do DNA da Comunidade Microbiana do Latossolo

A extração do DNA microbiano presente nas amostras realizou-se pelas medidas e especificações do kit comercial PowerSoil DNA Isolation Kit (QIAGEN) fabricado em Hilden, na Alemanha. Os protocolos são padronizados e contínuos, empregando etapas individuais de preparação para cada amostra. Iniciando com a adição de 0,25 g da amostra ao tubo PowerBead, foi misturado a amostra com a solução C1 para lise química e realiza-se homogeneização pelo vortex por 10 minutos, seguido de 1 minutos de centrifugação a 12.000 rpm para separar o sobrenadante. Como próximo passo a solução C2 para a precipitação de partículas no solo, homogeniza novamente com o vortex e adiciona-se a solução C3 para precipitar inibidores extraídos do latossolo, como huminas e compostos fenólicos, em seguida centrifugou-se novamente, translocando o sobrenadante. Como próximo passo, utilizou-se as soluções C4, (alta em concentração salina) para promover a ligação do DNA a matriz de sílica presentes na coluna, C5 para remover contaminantes residuais, incluindo proteínas e sais e por fim a solução C6 para eluir o DNA conforme as recomendações dos fabricantes e armazenado no ultra-freezer a -80 °C, cada passo desde a C4 até a C6 com centrifugações sucessivas de 1 minuto a 12000 rpm, todas as soluções foram fornecidas pelo kit. (Qiagen, 2025)

Encerrando a extração, as amostras foram submetidas à quantificação e avaliação de pureza utilizando o espectrofotômetro Nanodrop (Thermo Fisher Scientific), com base nas leituras de absorbância nas faixas de 230, 260 e 280 nm.

O acesso às comunidades bacterianas, foi feito a partir da amplificação da região hipervariável V4-V5 do gene 16S rRNA, fazendo o uso para leitura com os primers universais 515F/909R (Caporaso *et al.*, 2011). A empresa StarSEQ (Alemanha), foi responsável pela preparação da biblioteca para o sequenciamento genético das amostras por meio da tecnologia de extremidades pareadas (2 × 250 pb) no sistema Illumina MiSeq (Leite *et al.*, 2018).

As sequências obtidas foram processadas utilizando a infraestrutura do hiper computador (HPC) do Centro de Computação Científica e Tecnológica da UTFPR - Campus Cornélio Procopio - (CCCT-CP), através do pipeline Quantitative Insights Into Microbial Ecology 2 (QIIME 2) versão 2023.5 (Bokulich *et al.*, 2017), com o plugin de Algoritmo de redução de ruído de amplicon divisivo (q2-DADA2) (Callahan *et al.*, 2016). O DADA2 foi utilizado com comprimentos de truncamentos separados de acordo com os perfis de qualidade Phred (Trunc-L F = 250; R = 160), e para minimizar os erros de sequenciamento ligados aos primers, foram removidas as 7 primeiras bases da leitura direta e reversa (Trim-Left F e R = 7).

Inicialmente foram carregados 3.342.928 leituras para q2-DADA2. Após a filtragem e truncamentos do pipeline foram excluídas do conjunto de dados para controle de qualidade as

amplicon sequence variants (ASVs), restando 1.133.585 leituras. A classificação taxonômica foi realizada com base no banco de dados SILVA, versão 138.1.

Posteriormente, foram conduzidas as análises de diversidades microbiana referentes ao conjunto de dados, na plataforma Microbiome Analyst (<https://www.microbiomeanalyst.ca>). No que se refere às avaliações estatísticas a despeito de diversidade microbiana, realizou-se por intermédio da hipótese de índices em relação a diversidade alfa (riqueza observada e equitabilidade) e diversidade beta (distâncias de Bray-Curtis), com visualizações em PCoA (Análise de Componentes Principais). Utilizou-se o teste de PERMANOVA para gerir a significância das diferenças na estruturação das comunidades entre os tratamentos em conjunto a composição taxonômica do classificador Naive Bayes, treinado com o banco de dados SILVA 138.1. (Quast *et al.*, 2013; Yilmaz *et al.*, 2014).

A identificação de microrganismos biomarcadores realizou-se por meio da análise de LEfSe (Análise Discriminante Linear Tamanho do Efeito) em padrão de Lda (Análise Discriminante Linear), responsável por detectar taxas significativas discriminantes não paramétricos, em seguida se fez o uso da análise DESeq2 que normaliza os dados e estima mudanças, apresentando dados logarítmicos para os valores ajustados de p. Essas análises facilitaram a observação em efeitos isolados e de sinergia entre MPs, glifosato e temperatura sobre a microbiota edáfica. A organização das análises foi otimizada em blocos principais: (A) Composição taxonômica e abundância relativa; (B) Alfa diversidade; (C) Beta diversidade; (D) Lefse e Deseq2.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Constituição Taxonômica - Padrões de Abundância Relativa em Composição de Filo sob Diferentes Condições Experimentais

Os filos Bacteroidota e Planctomycetota foram mais abundantes na platisfera (Gráfico 1A) em comparação com o solo, onde por sua vez foi possível visualizar a predominância de filos como Actinobacteriota e Proteobacteria. Análises estas coincidem com o estudo que aponta a platisfera como substrato de condições específicas em seus nichos, selecionando comunidades microbianas dissemelhantes do solo circundante (Ya *et al.*, 2022). Esse padrão se torna evidente devido aos microrganismos de filos como Proteobacteria e Bacteroidota, os quais podem produzir biofilmes e intensificar a aceleração da degradação de compostos orgânicos, resultando no aumento da produção de CO₂ (Shi *et al.*, 2023).

De maneira similar às análises realizadas de constituição taxonômica sugere que as agregações de Proteobacteria na platisfera atraem grupos copiotróficos e oportunista como *Pseudomonas* e *Acinetobacter*, sendo estes contribuintes para a mudança de estrutura física do solo, alterando processos de nitrificação e desnitrificação (Wang *et al.*, 2023). A presença de Bacteroidota, também foi destacada por Wang *et al.* (2024) devido suas habilidades em metabolizar polímeros complexos e conduzir rotas de degradação do carbono que potencializam a mineralização da matéria orgânica já que a platisfera em si, pode alterar a dinâmica natural de mineralização da matéria orgânica, retardando ou modificando, através de três processos principais, a competição microbiana, a criação de microambientes anóxicos e adsorção da matéria orgânica e enzimas.

As condições de estresses térmicos, manifestam respostas de viabilização para o crescimento dos filos Chloroflexi e Firmicutes nas amostras de 35 °C, (Gráfico 1B) em contrapartida as incubações submetidas a 25 °C demonstraram aumento na presença de Actinobacteriota e Proteobacteria. A diferenciação evidencia que a elevação térmica pode ter selecionado grupos termotolerantes, favorecendo MOs com atributos de resistência à baixa umidade, desestruturação do solo e metabolização de MPs. Em relação ao filo Chloroflexi, sugere-se o deslocamento funcional para vias fermentativas e respiração heterotrófica intensa, aumentando o acúmulo de subprodutos no solo (Shi *et al.*, 2023). O filo Firmicutes, apresenta adaptação e aumenta as linhagens de resistência à condição de estresse térmico, podendo realizar a utilização das matrizes alternativas de nutrição (polissacarídeos complexos,

compostos humificados, proteínas residuais, lipídios, ou lactato e acetato), modificando as atividades de nitrificação e desnitrificação do solo (Huang *et al.*, 2023).

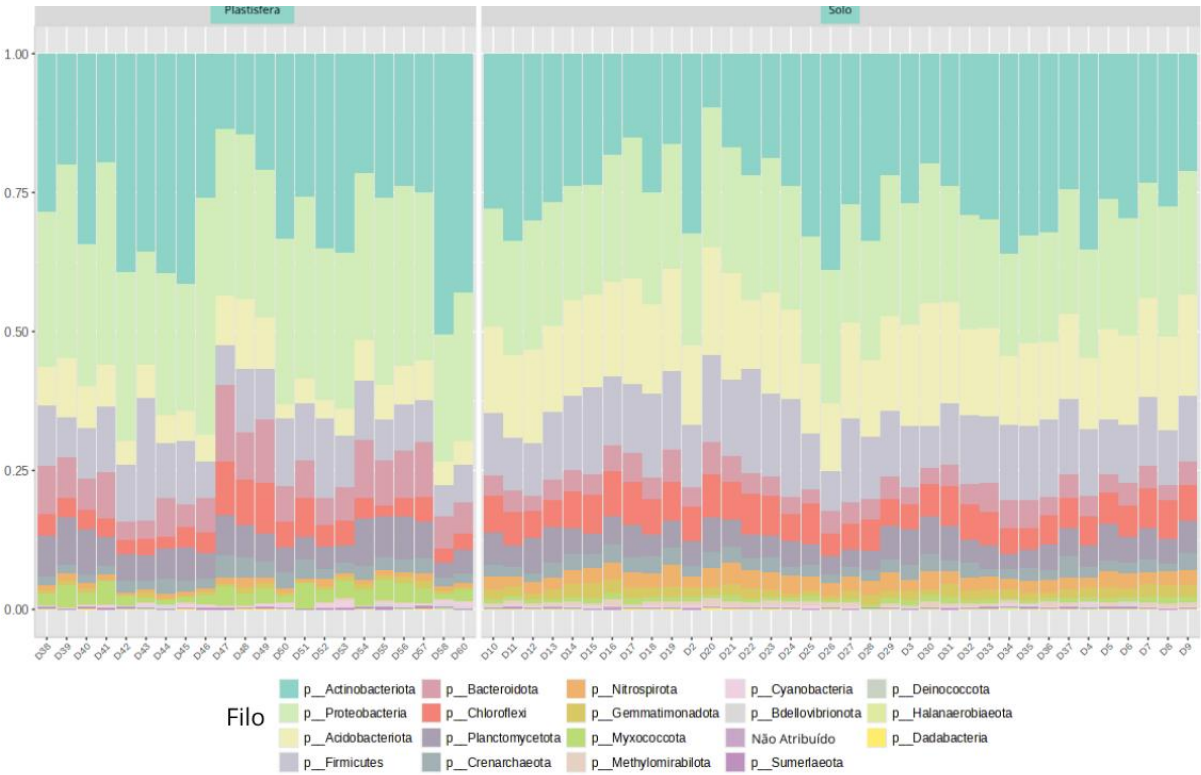
Ao se comparar as comunidades microbianas associadas aos polímeros, verificou-se que o PS favorece a colonização de Bacteroidota, já o PU favorece o crescimento de organismos de filos como Firmicutes e Chloroflexi (Gráfico 1C). O Bacteroidota pode colonizar o PS devido a sua capacidade de degradação em organismos recalcitrantes e na decomposição de complexos aromáticos (Rillig *et al.*, 2021). Em discrepância, o PU age liberando aditivos como isocianatos e ftalatos devido a sua construção por meio de sintetização de compostos. Tais aditivos podem inibir o crescimento de grupos sensíveis e sustentar linhagens resilientes ao estresse oxidativo, como Firmicutes, possibilitando semelhantemente outros filos com rotas de respiração facultativas, como Chloroflexi (Hahladakis *et al.*, 2018).

Ao se avaliar o efeito do glifosato (Gráfico 1D) nas comunidades de solo e plastisfera, nas amostras de glifosato observou-se o incremento de MOs dos filos Actinobacteriota e Firmicutes, e à redução de Acidobacteriota e Planctomycetota. Este padrão sugere a ação seletiva que o herbicida manifesta como pressão no latossolo, restringindo grupos de MOs sensíveis e favorecendo organismos resistentes ou degradadores de xenobióticos. O glifosato promove a colonização de Actinobacteriota, devido os representantes desse filo produzirem enzimas oxidativas e desempenhar papel ativo na degradação de compostos aromáticos e na via metabólica do carbono secundário adjunto ao solo (Helander *et al.*, 2018).

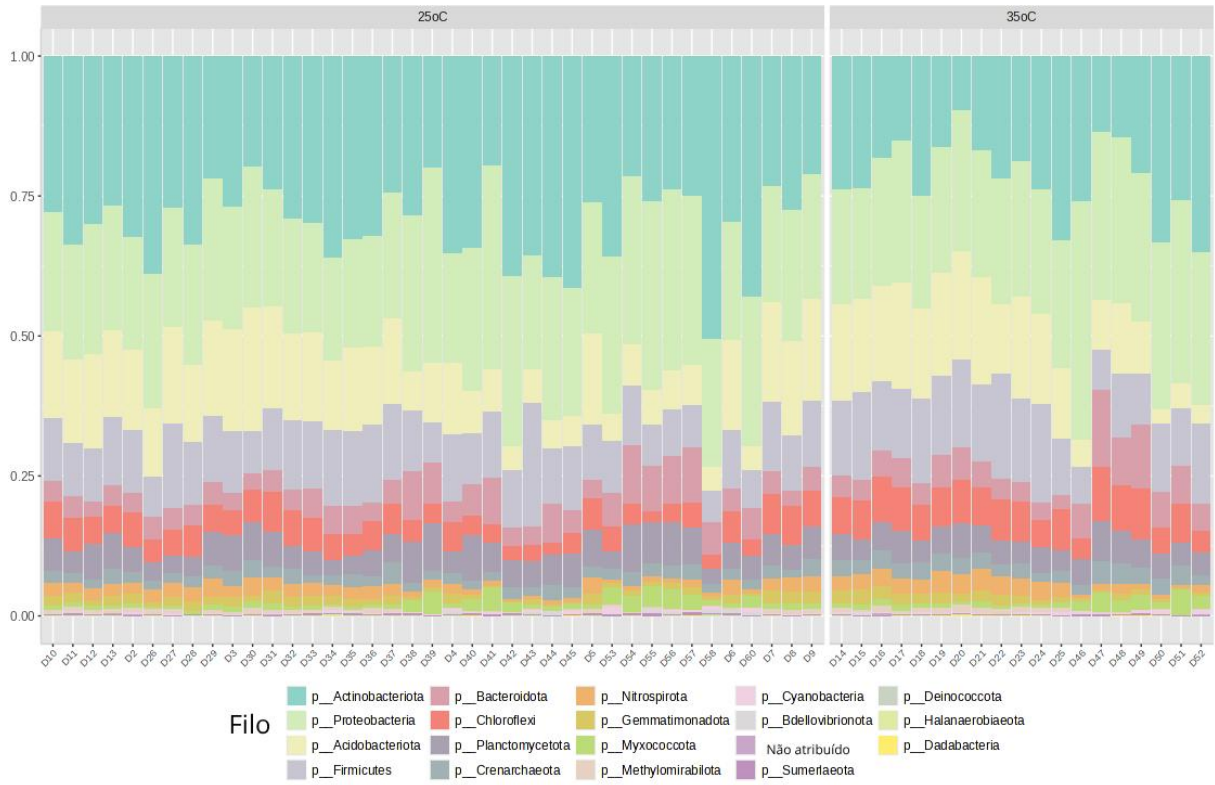
A presença de Firmicutes pode estar relacionada a estratégias de resistência como esporulação, bombas de efluxo, sistemas antioxidantes, tornando-o capaz de tolerar o herbicida (Li *et al.*, 2025). Em questão a ação de MPs com o glifosato, o PS, em colaboração com o defensivo agrícola, sugere a colonização de grupos resistente ao estresse oxidativo como os *Pseudomonas* e *Acinetobacter*, ademais o PU em sinergia com o glifosato libera ftalatos que são tóxicos para alguns microrganismos microbiotas, no entanto enriquecem grupos como *Rhodococcus* e *Bacillus* (Yang *et al.*, 2018).

Gráfico 1 - Abundância Relativa por Filo em Diferentes Condições Experimentais

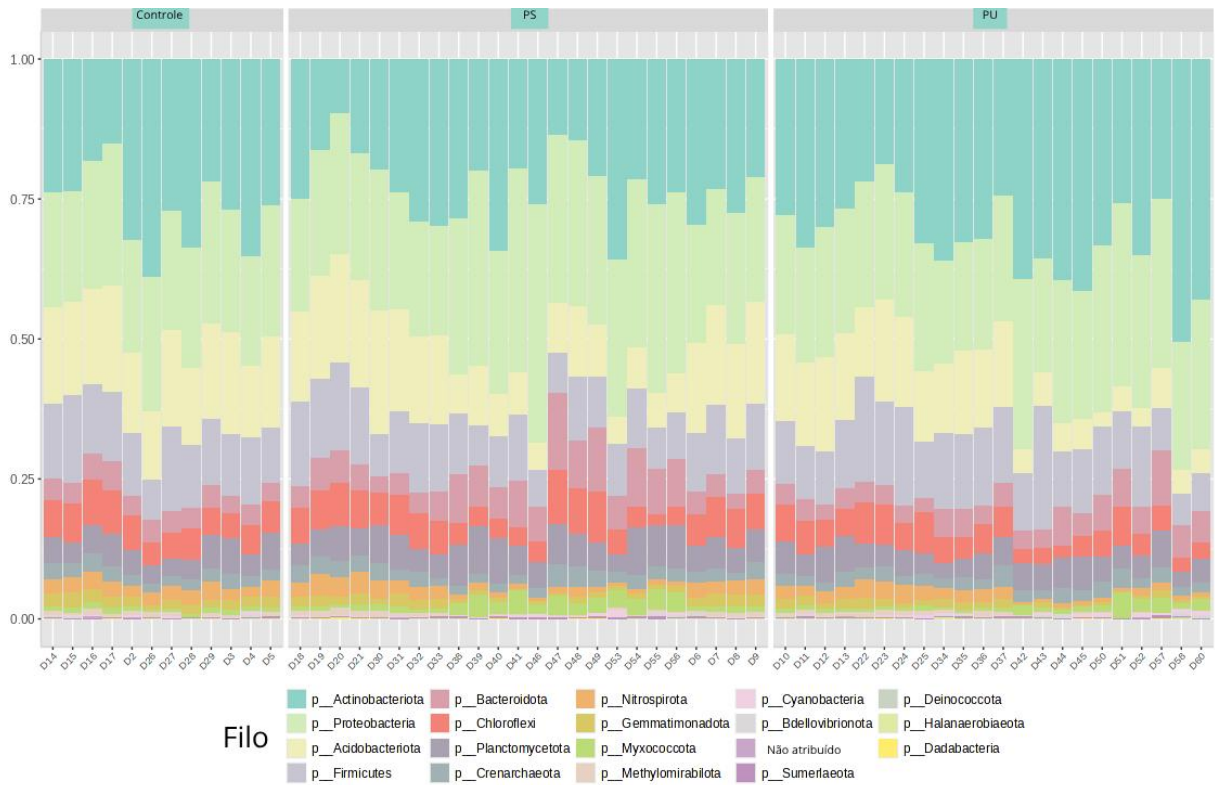
A)



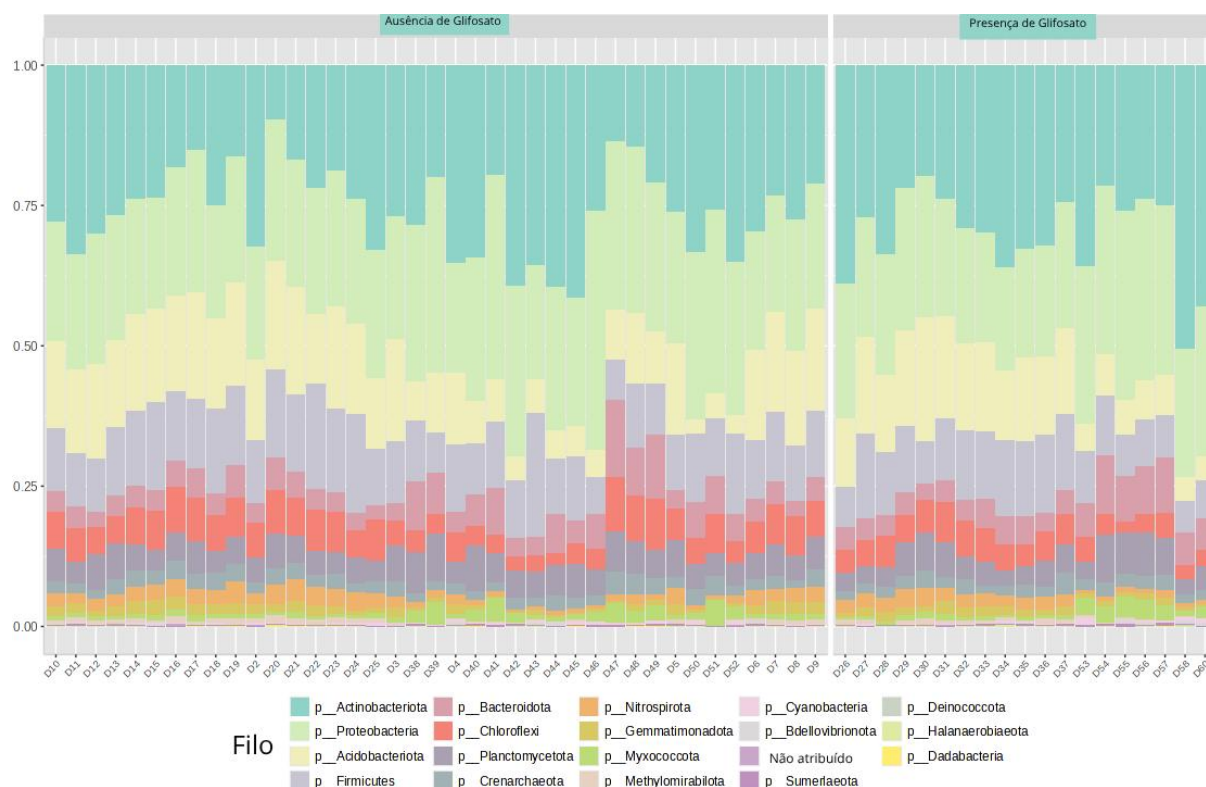
B)



C)



D)



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: A) Plastisfera vs. Latossolo: Em ambos predominaram Proteobacteria, Actinobacteriota e Firmicutes, contudo a plastisfera apresentou incremento de filos associados a substratos sintéticos, como Bacteroidota e Planctomycetota, indicando seleção de consórcios especializados. **B) Abundância Relativa Perante Diferentes Regimes Térmicos (25 °C e 35 °C):** A temperatura ambiente apresentada com 25 °C preserva a constância edáfica de filos como Actinobacteriota, ao intensificar a elevação para 35 °C houve o enriquecimento de abundâncias relativas com maior plasticidade metabólica, como o Chloroflexi e Firmicutes. **C) Abundância Relativa em Diferentes Tratamentos:** À medida que o controle se mantém com a predominância de Actinobacteriota e Proteobacteria, a implementação de PS promove de forma acentuada o filo Bacteroidota, o PU entretanto promove o incremento de filos como Chloroflexi e Firmicutes. **D) Abundância Relativa por Filo em Presença ou Ausência de Glifosato:** O herbicida provoca a redução da proporção de filos sensíveis, como Planctomycetota e Acidobacteriota, e intensificando a abundância relativa de Actinobacteriota e Firmicutes, analisados por sua resistência intrínseca.

5.1.2 Análise LEfSe por Pontuação de Lda

Os padrões revelado pelas análises de LEfSe identificam que os táxons microbianos divergem significativamente entre os tratamentos experimentais (latossolo vs plastisfera, temperatura, classe de MPs e presença de glifosato), estes padrões são observados através da pontuação Lda que destaca as funções de diferentes fatores ambientais como principal agente modificador dos conjuntos microbianos. Evidências das análises realizadas pelo trabalho sugerem que os estresses ambientais podem operar de maneira sinérgica, contribuindo para filos especializados e resistentes, em detrimento de grupos mais sensíveis e importantes para o controle do solo (Rillig *et al.*, 2019).

A pontuação de Lda sugere que a plastisfera constitui nichos microecológicos específicos (Gráfico 2A), sendo capaz de selecionar os grupos de MOs através de seus atributos e propriedades estruturais. Desta forma a plastisfera apresenta conjuntos microbianos divergentes do latossolo, indicando as diferenças estatísticas entre os filos Proteobacteria, Bacteroidota, Myxococcota e Planctomycetota. O solo por sua vez, tem efeitos discriminante a abundância relativa dos filos como Acidobacteriota, Firmicutes, Chloroflexi e Gemmatimonadota, demonstrando maior diversidade em suas comunidades devido a sua estabilidade, riqueza em matéria orgânica complexa e sujeito a flutuações naturais de nutrientes. (Sun *et al.*, 2024). Conforme Wang *et al.*, (2022) menciona, a plastisfera possui atributos estruturais como hidrofobicidade, rugosidade superficial, alta estabilidade físico-química e a capacidade de sorção de xenobióticos e metais para homogeneizar comunidades, enriquecendo os MOs tolerantes a superfícies hidrofóbicas e que tendem a metabolizar compostos recalcitrantes. Outrossim Li *et al.*, (2023), apontam a representatividade de filos com maior diversificação no solo, associados à ciclagem de nutrientes e estabilidade do ecossistema. Desta forma sugere-se que a plastisfera promove nichos com condições físico-químicas diferenciadas, redução de competição com o latossolo e habitats menos variáveis ou filtrantes, favorecendo comunidades microbianas oportunistas ou adaptadas a ambientes extremos ou poluentes.

Nota-se em relação ao estresse térmico (Gráfico 2B), que a condição de 35 °C tem a pontuação de Lda positiva, favorecendo filos como Firmicutes, Chloroflexi e Nitrospirota, já a temperatura de 25 °C manteve a abundância de Actinobacteriota, Bdellovibrionota e Deinococca. Os resultados estão em concordância com os trabalhos realizados por Evans e Wallenstein, (2014), que apresentaram o aquecimento global como responsável pela perda de diversidade bacteriana. Além disso, os dados sugerem que a elevação da temperatura intensifica a seletividade e dominância de filos termorreguladores, promovendo comunidades mais equitativas, enquanto ambientes sem o estresse térmico enriquece a coexistência de grupos diversificados e generalistas (Cavcchioli *et al.*, 2019). Deste modo, destaca-se a temperatura como agente de redirecionamento de estruturas conforme a tolerância fisiológica dos MOs.

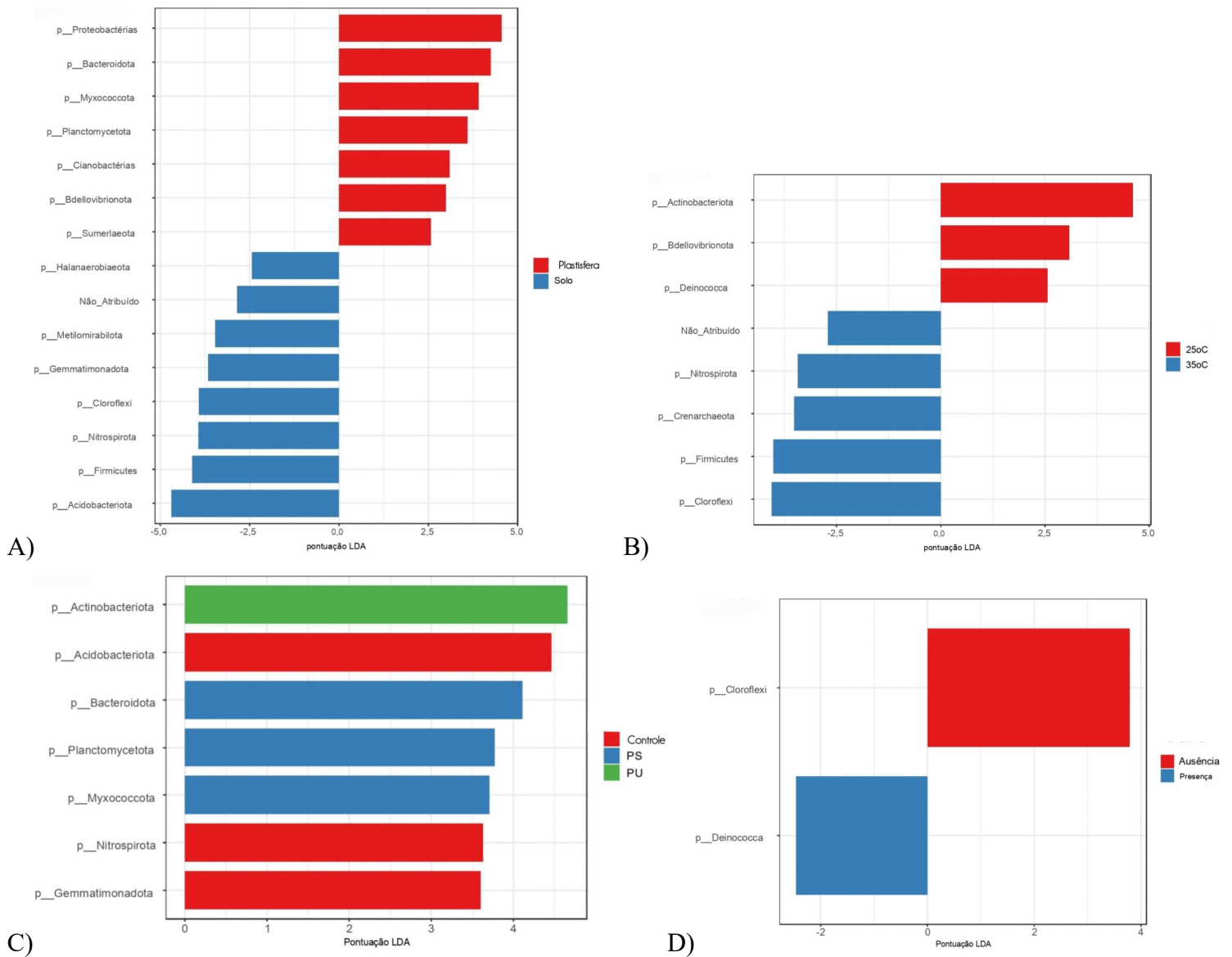
A variação apresentada pelos MPs em comparação ao solo controle (Gráfico 2C), evidencia que nem todos os polímeros modulam a comunidade de organismo com a mesma intensidade. O PS tem efeito discriminante entre os filos como Bacteroidota, Planctomycetota e Myxococcota, enquanto PU interage com mais facilidade com os Actinobacteriota, já o solo por sua vez promoveu o incremento dos filos Acidobacteriota, Nitrospirota e

Gemmatimonadota. Os dados sugerem que a natureza estrutural e química dos MPs ou do solo determina não apenas quais comunidades de MOs têm a capacidade de colonizar o substrato, mas também propõe a funcionalidade dos atributos microbianos associados (Ogonowski *et al.*, 2018). Tanto o PS quanto o PU, devido às suas estruturas específicas como densidade, grau de cristalização, composição química, presença de aditivos e microzonas redox, atuam como substrato eficiente para a formação da plastisfera com microambientes dessemelhantes, pois tendem a liberar compostos químicos e adsorver contaminantes, favorecendo a seleção de filos microbianos específicos (Zhang *et al.*, 2021). Por exemplo, os MPs de PU sofrem maior degradação abiótica e liberação de aditivos nitrogenados, favorecendo filos que são associados a degradação secundária e metabolismo de compostos complexos como Bacteroidota e Actinobacteriota. Enquanto o PS que possui maior recalcitrância e menor afinidade hidrofílica, tende a possibilitar consórcios dominados por Proteobacteria oportunistas.

As alterações das comunidades sugerem modificações nos ciclos do carbono e do nitrogênio, de modo que retardam a decomposição da matéria orgânica e comprometem a urease junto a desnitrificação promovendo a formação de óxido nitroso (N₂O) (Xiang *et al.*, 2024 e Zhu *et al.*, 2022). Portanto, os ambientes de cada MPs não devem ser entendidos como uniforme, mas com a dinâmica de mosaico, cuja colonização diverge de acordo com o polímero presente no ecossistema.

A abundância de filos em relação a presença e ausência de glifosato (Gráfico 2D), apresentou diferenças significativas entre os tratamentos. A presença do herbicida reduziu filos como Chloroflexi, ao mesmo tempo em que enriqueceu Deinococca, sugerindo que o glifosato impõe pressão seletiva aos táxons dependentes da via do ácido chiquímico, afetando diretamente grupos como Actinobacteria que dependem dessa via metabólica, enriquecendo grupos resistente como Deinococcan (Van Bruggen *et al.*, 2018). Os resultados são similares aos encontrados por Yang *et al.*, (2025), em seu trabalho eles evidenciaram a redução significativa de filos sensíveis em solos sob o uso do herbicida junto a MPs. A presença do glifosato, juntamente com a seleção de organismos resistentes, também sugeriu a emergência de consórcios microbianos como Proteobacteria, Actinobacteria, Firmicutes e Bacteroidota, capazes de degradar ou transformar o composto, implicando em possíveis alterações funcionais no metabolismo do solo e na equidade ecológica (Newman *et al.*, 2016).

Gráfico 2 - Pontuação LDA



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: A) Solo x Plastisfera: Apresenta os filos com diferenças em abundância entre solo (azul) e plastisfera (vermelho). O solo enriqueceu conjuntos de Acidobacteriota, Firmicutes, Nitrospirota, Chloroflexi, Gemmatimonadota e Metilomirabilota (LDA entre -2,0 e -4,5). A plastisfera por sua vez demonstrou filos como Proteobacteria, Bacteroidota, Myxococcota, Planctomycetota, Cianobactérias, Bdellovibrionota e Sumerlaeota (LDA entre 2,0 e 4,8). **B) Temperatura (25 °C x 35 °C):** Destaca as dissimilaridades de filos entre os tratamentos de estresse térmico nas temperaturas de 25 °C (vermelha) e 35 °C (azul). Os escores de LDA para 25 °C ficaram ao meio de 2,0 e 4,5 apresentando filos como Actinobacteriota, Bdellovibrionota e Deinococcota. Já a 35 °C (LDA entre -2,0 e -3,5), conjuntos como Nitrospirota, Crenarchaeota, Firmicutes e Chloroflexi foram incrementados. **C) Diferentes Tratamentos (Controle, PS e PU):** A análise de LDA revelou que os filos se diferenciam entre os tratamentos de PS (azul), PU (verde) e controle (vermelho). O maior escore de PU foi apresentado pelo filo Actinobacteriota (LDA 4,5), ao tempo que o PS enriqueceu os filos Bacteroidota, Planctomycetota e

Myxococcota com o LDA entre 3,8–4,2. O controle destacou filos como Acidobacteriota, Nitrospirota e Gemmatimonadota (LDA entre 3,0 e 3,5). **D) Glifosato (Ausência x Presença):** Os dados desta análise demonstraram dois filos diferentes sobre as classes de ausência (vermelho) e presença (azul) de glifosato. O grupo Chloroflexi se destacou com maior escore na relação de ausência de glifosato (LDA 3,8), outrossim o filo Deinococcota foi incrementado sobre a presença de glifosato (LDA -2,3).

5.2 Alfa Diversidade

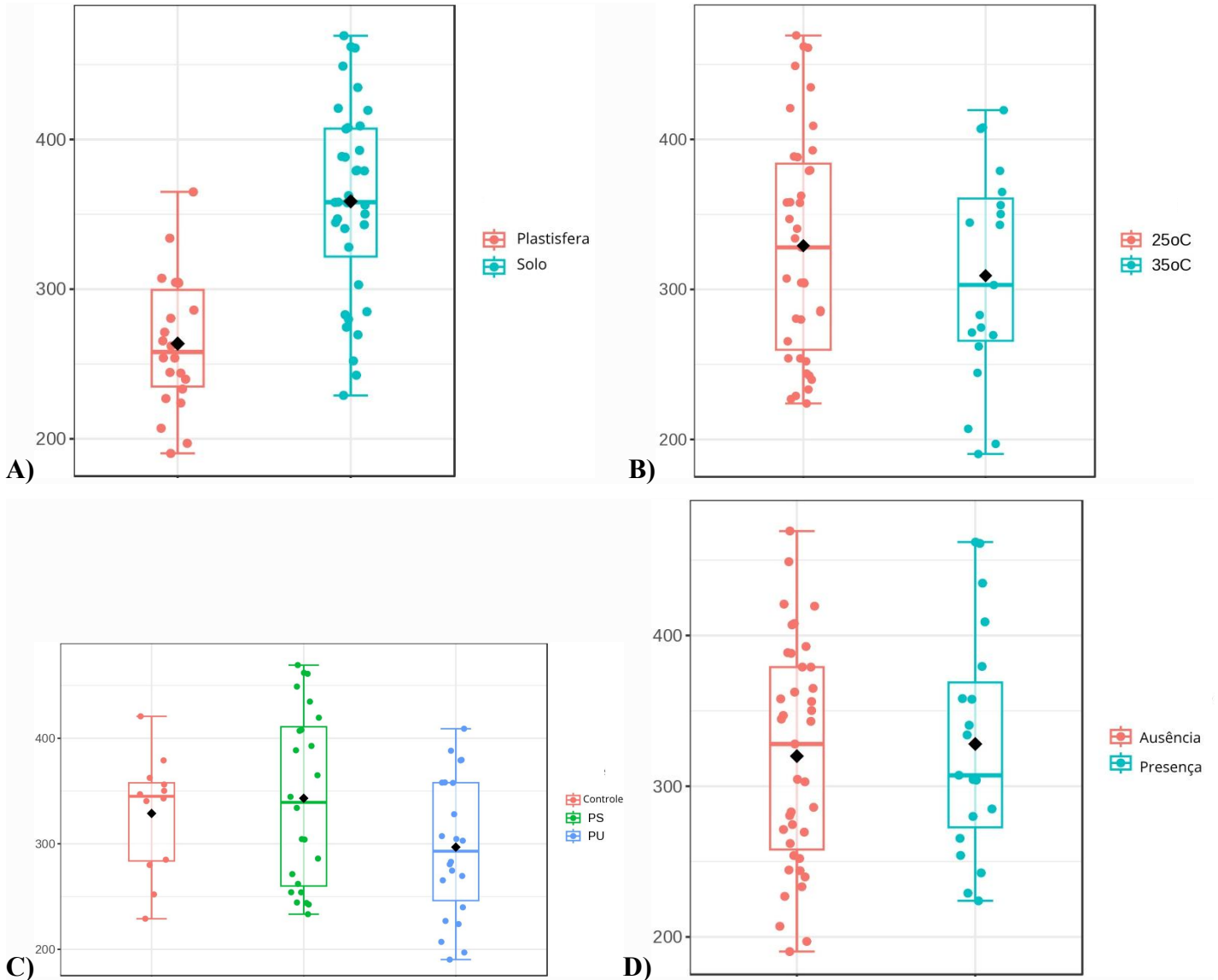
As análises de alfa diversidade (Chao1), evidenciam redução expressiva da variabilidade de comunidades microbianas na plastisfera em comparação ao latossolo (Gráfico 3A), demonstrando que compostos sintéticos proporcionam ambientes de colonização seletiva. ($p = 3,75 \times 10^{-8}$). Os dados, sugerem que solo constitui ambientes naturalmente mais complexo, dispondo de nutrientes diversificados, heterogeneidade de nichos e condições estruturais que favorecem a coexistência das comunidades microbianas, apontando para a maior riqueza. Em contrapartida a plastisfera obteve menor diversidade, o que demonstra o processo de seleção ambiental, através da sua superfície polimérica, barreiras físico-químicas são impostas, determinando que apenas alguns grupos microbianos ultrapassem, reduzindo a amplitude da colonização de espécies (Rillig *et al.*, 2023).

A comparação entre a variação de temperatura (Gráfico 3B), demonstra maior diversidade a 25 °C, outrossim a temperatura de 35 °C possui declínio relativo, embora sem significância estatística ($p = 0,34$). O padrão de redução da riqueza da variação dos MOs na temperatura elevada, pode estar agregado à vantagem competitiva de táxons termotolerantes, sugerindo o menor acúmulo da matéria orgânica, limitando os nichos disponíveis, enquanto a temperatura de 25 °C favorece as riquezas de diversidade no solo, devido à maior diversificação de nutrientes e aumento da concentração de matéria orgânica. A temperatura de 35 °C pode ser representada pelos filos Bacillota e Proteobacteria, desfavorecendo táxons sensíveis como Acidobacteriota (Zhao *et al.*, 2024). Em comparação, Shi *et al.* (2025), evidenciam que a ligação entre MPs e a elevação térmica diminui com mais facilidade a umidade e a densidade do solo intensificando a emissão de CO₂, favorecendo as rotas respiratórias oxidativas, sugerindo a presença de Proteobacteria e Firmicutes. Assim, torna-se evidente os efeitos seletivos da elevação térmica sobre as comunidades microbiana em substrato afetados, e o comprometimento da estabilidade de múltiplos ciclos biogeoquímicos.

Nota-se nos tratamentos de polímeros dessemelhantes (Gráfico 3C) que as análises de alfa diversidade entre PS x PU, PS x controle e PU x controle não apresentaram significância

estatística ($p = 0,09$). Guo *et al.* (2024), indicam que a presença de MPs de difícil degradação como o PU pode acarretar redução da riqueza de diversidade. A presença do glifosato, também não impactou a riqueza das comunidades microbianas ($p = 0,71$) (Gráfico 3D).

Gráfico 3 - Índice de Alfa diversidade (Chao1)



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: A) Plastisfera e Latossolo: A análise pelo índice de Chao1 indica que o conjunto de MOs associados ao solo (verde) apresentou valores de riqueza mais elevados em comparação à plastisfera (vermelho). As boxplots demonstram intervalos interquartil (Q1-Q3) correspondendo a riqueza de diversidade, o losango de cor preta identifica a média aritmética, a linha horizontal dentro das boxplots representa a mediana (Q2), e as extremidades correspondem ao intervalo mínimo e máximo dentro de 1,5 vezes o Interquartile Range (IQR). **B) Alfa diversidade em Diferentes Temperaturas (25 °C e 35 °C):** Se observa o efeito da variação de temperatura entre 25 °C (vermelho) e 35 °C (verde) sobre o índice Chao1 através da comparação das boxplots, percebe-se que os tratamentos a 25 °C apresentaram maiores riqueza em seus conjuntos microbianos, ao tempo que 35 °C, teve declínio em sua diversidade. As boxplots apresentam o Q1-Q3, a linha interna indica a mediana Q2 e as extremidades mostram a variação sem o valor discrepante, demonstrando os pontos dispersos como amostras individuais e o losango como a média aritmética. **C) Alfa Diversidade Sob Diferentes Tipos de Polímeros:** Os

dados referem-se à comparação do índice de alfa diversidade (Chao1) ao meio de controle (vermelho), PS (amarelo) e PU (azul) através das boxplots com intervalos de Q1-Q3. Nota-se que o PS demonstrou a maior riqueza microbiana em paralelo ao controle e ao PU. O PU, por sua vez, apresenta valores menores de diversidade, a linha da boxplots aponta o Q2, e as extremidades demonstram as variações mais elevadas e mais baixas dentro de 1,5 vezes o IQR. Os pontos dispersos são amostras individuais e o losango preto a média aritmética. **D) Alfa Diversidade na Presença e Ausência de Glifosato** Esta análise identificou a influência da presença (verde) ou ausência (vermelho) do glifosato em relação a alfa diversidade sobre o índice de Chao1 em comparação das boxplots (intervalos Q1-Q3). Nota-se tanto na ausência quanto na presença que os valores de riqueza se mantêm relativamente próximos, sugerindo pequenas tendências de redução de diversidade na presença do herbicida, com suas linhas horizontais apresentando o Q2 e extremidades os valores de IQR com o losango preto estabelecendo a média aritmética.

5.3 Beta Diversidade

De modo geral, a análise de PCoA demonstrou que a presença de MPs, variação térmica e aplicação de herbicida exercem impacto sobre a comunidade bacteriana do solo, expondo a separação entre os grupos analisados, evidenciando que a comunidade microbiana varia de acordo com a classe de substrato e com as condições ambientais impostas.

A análise de PCoA demonstra que a estrutura da comunidade bacteriana da plastisfera e do latossolo são diferentes possuem separação em seus conjuntos de organismos (PERMANOVA, $p = 0,001$) (Gráfico 4A). Estes dados reforçam que a plastisfera constitui ecossistemas singulares, moldado pelas estruturas físico-químicas dos MPs, demonstrando que a comunidade de MOs que colonizam as plastisfera não são análogas às observadas no solo, evidenciando que as partículas de MPs não são inertes no ambiente edáfico. Ao contrário atuam como novos nichos ecológicos capazes de remodelar a dinâmica microbiana de forma distinta da sua matriz edáfica.

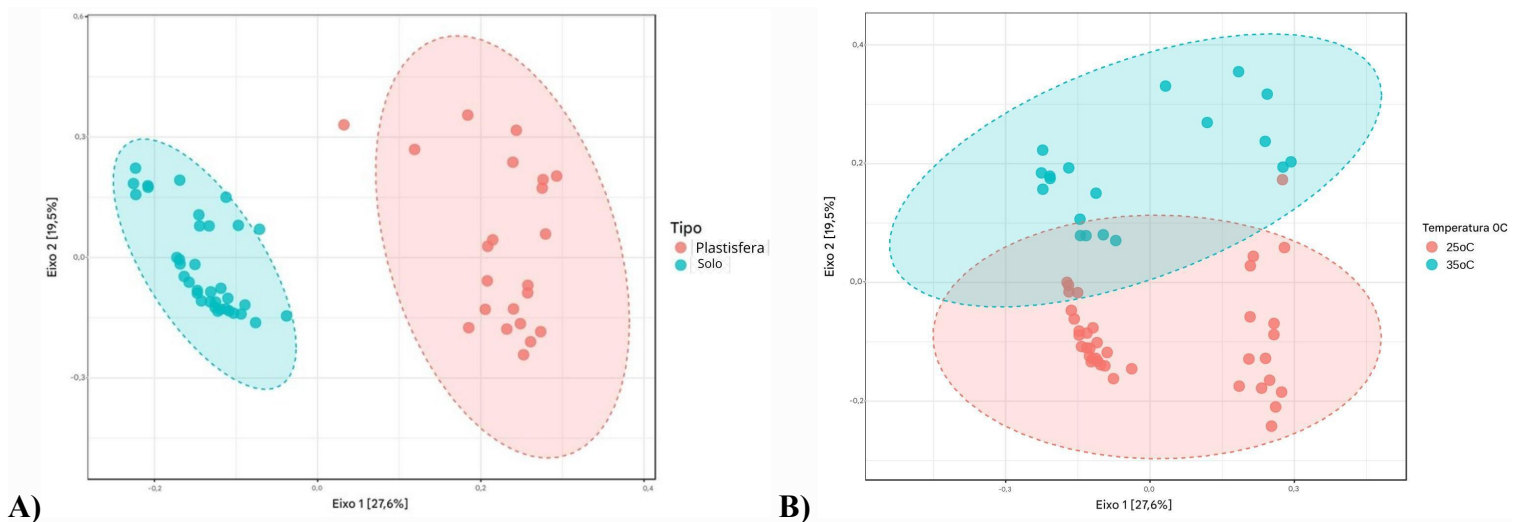
O estresse térmico exerceu efeitos significativos na comunidade microbiana do solo (PERMANOVA, $p = 0,001$; Gráfico 4B), demonstrando que a temperatura atua como fator determinante. Esta mudança no agrupamento de MOs sugere que a variação térmica atue como modulador ambiental, ajustando as atividades microbianas essenciais, incluindo respiração heterotróficas, decomposição da matéria orgânica e vias fermentativas intensificando a produção de CO₂ emitida (Shi *et al.*, 2023).

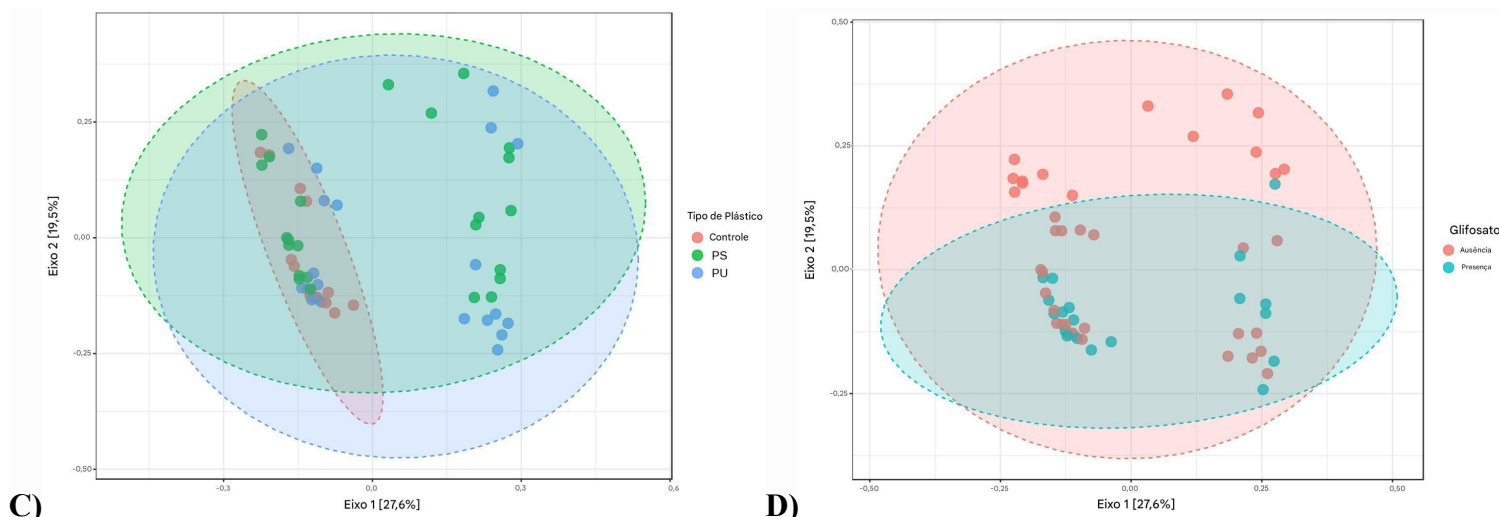
A comparação entre o controle e o emprego de MPs no solo são significativas, (PERMANOVA, $p = 0,001$). Considerando-se as análises par a par, foi observado que todos o tratamentos são diferentes entre si, a saber: PU x PS (PERMANOVA, $p = 0,019$), PU x controle (PERMANOVA, $p = 0,002$) e controle x PS (PERMANOVA, $p = 0,008$), (Gráfico 4C), identificando que a natureza química e a toxicidade diferencial dos polímeros exercem forças seletivas sobre o microbioma edáfico, salientando que os MPs atuem como forças

disruptivas na ecologia de solos tropicais como os latossolos. Há sobreposições entre os conjuntos analisados, todavia a tendências de distanciamento entre os pontos do PS e PU em relação ao controle, sugerindo que a presença de MPs, especialmente o PU devido a sua composição, impacta na colonização e distanciamento de MOs. Essa tendência indica que os MPs não constroem comunidades completamente distintas, mas sim, induzem variações específicas, modificando os grupos em relação ao controle.

A presença de glifosato altera a estrutura da comunidade microbiana (Gráfico 4D) (PERMANOVA, $p = 0,03$). Esses dados identificam sobreposições, contudo ainda há tendência de separação entre presença e ausência do glifosato. Sendo assim, o herbicida sugere modular o conjunto de MOs, enquanto os MPs parecem impactar mais claro o deslocamento. O rearranjo nas comunidades que o glifosato promove tende a comprometer vias biossintéticas críticas, como a do ácido chiquímico, e reduzir a capacidade do solo em manter funções ecológicas essenciais. (Hahladakis *et al.*, 2018; Aralappanavar *et al.*, 2024).

Gráfico 4 - Avaliações de (PCoA) fundamentadas no índice de Bray-Curtis





Fonte: Autoria própria (2025).

A) Plastisfera e Latossolo: Observa-se separação entre comunidades do latossolo (azul) e da plastisfera (vermelho). O Eixo 1 (27,6%) descreve a variação observada entre as estruturas frente ao determinante microbiano o Eixo 2 agrega (19,5%) totalizando mais de 47%, esclarecendo que a distância entre os agrupamentos evidencia baixa similaridade. **B) Condições de Temperatura (25 °C e 35 °C):** As amostras incubadas a 25 °C (vermelho) e 35 °C (azul), constroem agrupamentos diferenciados e seletivos. O Eixo 1 (27,6%) e o Eixo 2 (19,5%) correspondem às modulações de variação expostas pelo estresse térmico. **C) Tratamentos com MPs (Controle – PS – PU):** O controle (vermelho) representa maior similaridade interna, ao tempo que as amostras tratadas com PS (verde) e PU (azul) configuram a dispersão mais intensa em relação a ordenação, refletindo mudanças expressivas. O Eixo 1 (27,6%) e o Eixo 2 (19,5%) sustentaram a variação estrutural, apontando para o PU, como maior promotor de divergência em relação ao controle. **D) Presença e Ausência de Glifosato:** O Eixo 1 (27,6%) e o Eixo 2 (19,5%) solidificam novamente a variação observada, no entanto há evidências de certas sobreposições parciais entre amostras.

5.4 Análise de Expressão Diferencial de Sequenciamento DESeq2

As análises de DESeq2 foram realizadas para avaliar a significância estatística ajustada ($p < 0,05$), para comparação entre fragmentos de solo x plastisfera, evidenciam a distinta separação entre os filos bacterianos, com o enriquecimento de maior relevância do gênero *Altererythrobacter* (Gráfico 5A). Os valores de significância ($p = 1.30$) indicam com clareza a colonização do gênero *Altererythrobacter* na plastisfera em comparação ao solo. O gênero pertence ao filo Proteobacteria, conhecido por se beneficiar do substrato plástico, devido à capacidade de adesão e degradação dos MPs através da sua versatilidade metabólica, incluindo a capacidade de degradar compostos complexos, como hidrocarbonetos e polímeros (Zettler *et al.*, 2013). Este fato observado está em consonância com investigações que relatam maiores significâncias de Proteobacteria em plastisferas expostas nos ambientes com suprimentos de matéria orgânica e água (Amaral-Zettler *et al.*, 2020). Já o latossolo, apresentou filos como Acidobacteria, comumente ligado a solos naturais, o que é consistente

com a capacidade de colonização do filo por ambientes oligotróficos e menor afinidade por substratos sintéticos (Deng *et al.*, 2025).

Os dados referentes a curva térmica analisada entre 25 °C e 35 °C, demonstram os pontos distribuídos para a resposta diferencial frente ao aumento da temperatura. A colonização de mais relevância do *Bauldia* (Gráfico 5B), indicam o aumento na dominância do filo Proteobacteria a 35 °C, resultante da capacidade destes grupos de MOs ser mais tolerante ao calor e suportarem ambientes com fatores de estresse térmico como a aceleração do metabolismo e degradação da matéria (Zhang *et al.*, 2023). Na temperatura de 25 °C houve o enriquecimento de Acidobacteria, refletindo a perda na abundância sob estresse térmico, sugerindo a sensibilidade ao aumento da temperatura (Chatterjee; Saha, 2018).

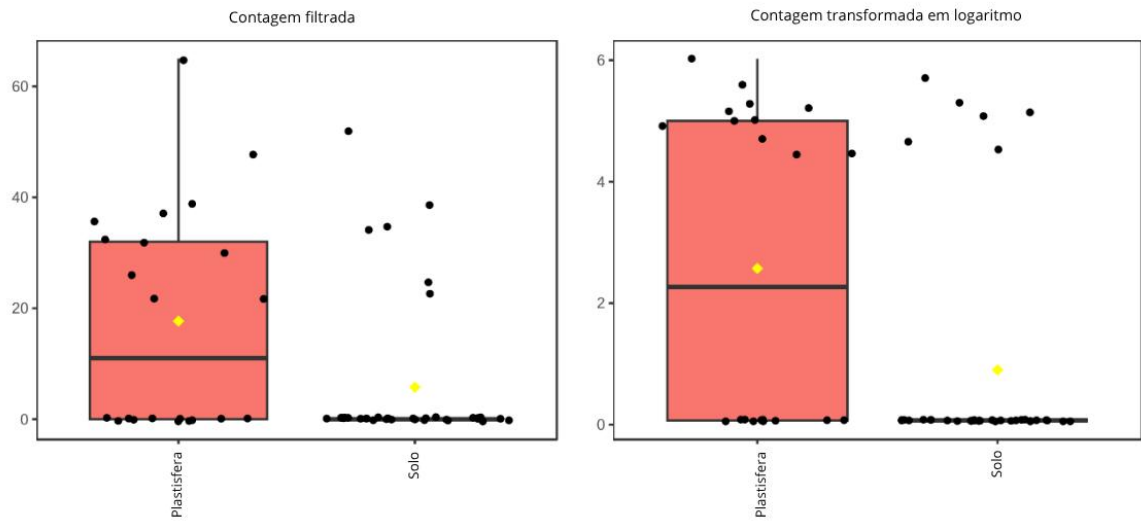
A análise de DESeq2 sobre o emprego de MPs dessemelhantes no solo, identificou o enriquecimento da abundância de mais relevância do *Nocardioides* pertencente ao filo Actinobacteria (Gráfico 5C), entre os grupos de PS e, notavelmente, sobre o PU é relevante (Figura 14C), pois esse gênero possui propriedades como atividades antioxidantes e enzimas hidrolíticas que possibilitam a degradação de poluentes (Ma *et al.*, 2023). Este fato indica a hipótese que o PS apresenta distintos MOs e com melhores adaptações frente ao PU, possivelmente resultante das diferenças físicas e químicas que compõem os dois polímeros investigados, indicando que estruturas mais rígidas tendem a possuir uma melhor colonização (Liu *et al.*, 2024). Portanto, sugere-se, que a classe de polímero influencia as associações de MOs com MPs.

Os dados do estudo sobre as presença e ausência de glifosato, indicaram contagens sutis superiores com mais relevância em relação ao *Ramlibacter* pertencente ao filo Proteobacteria (Gráfico 5D), na condição de presença, de forma relevante frente a matriz de MPs. O resultado é equivalente com o estudo de Newman e colaboradores (2016) que indicam a presença de Proteobacteria em ambientes com a presença do herbicida devido a sua tolerância a aditivos e o uso do glifosato como fonte de via metabólica secundária. Os resultados sugerem mudanças nas comunidades de MOs frente ao glifosato, despertando espécies copiotróficos e resistentes (Li *et al.*, 2025).

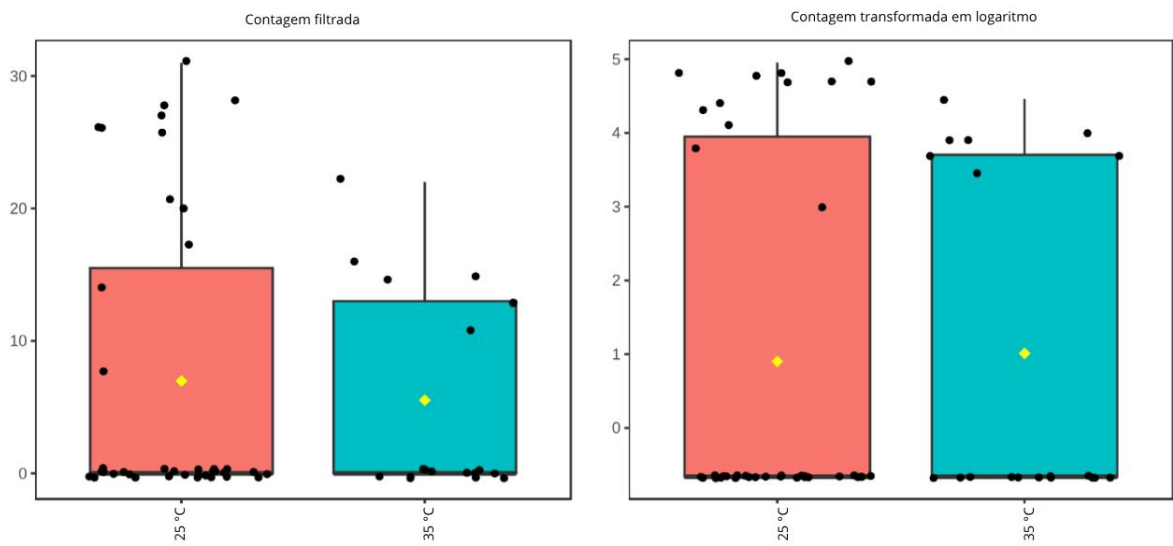
Gráfico 5 - Análises de DESeq 2

A)

G. Altererythrobacter

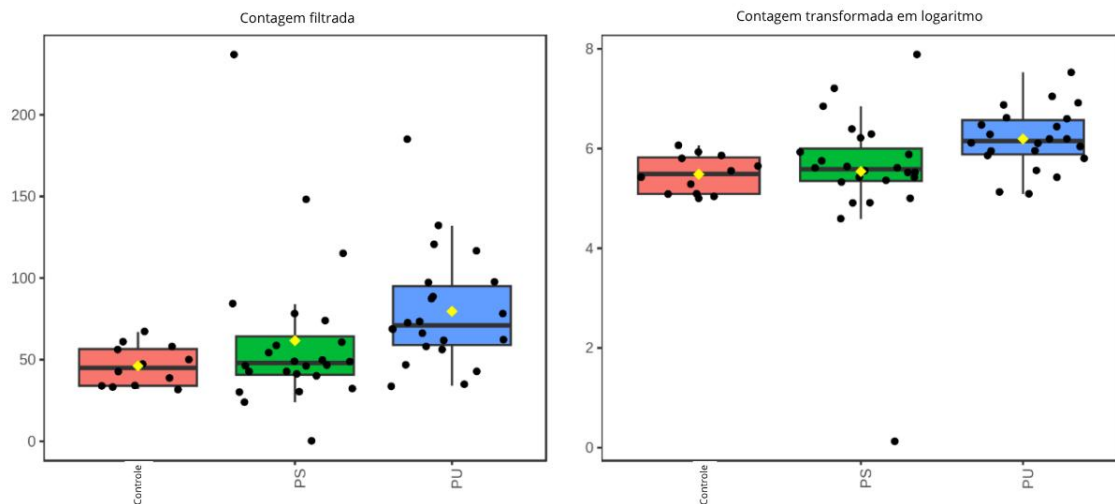


B)

G. Bauldia

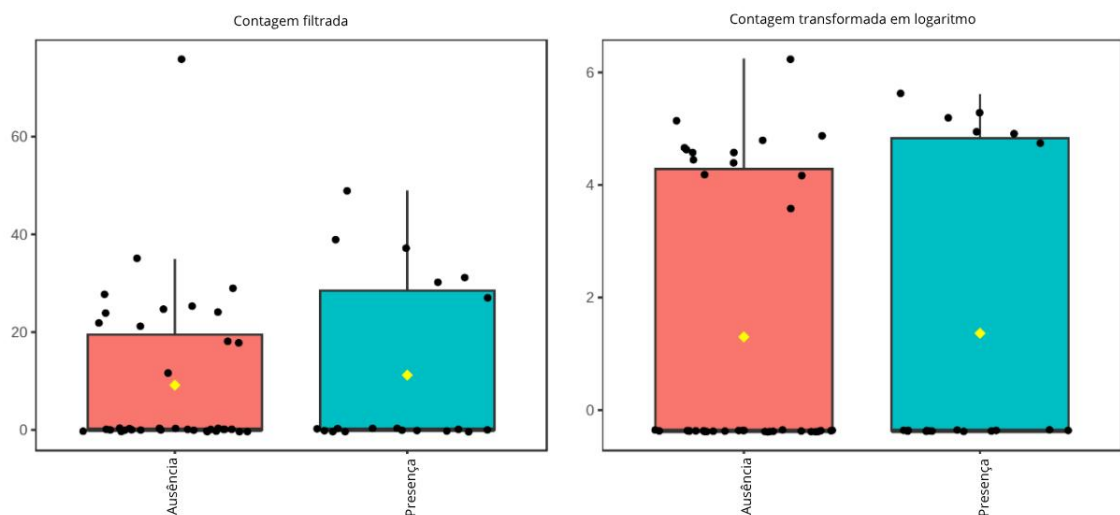
C)

G. Nocardioides



D)

G. Ramlibacter



Fonte: Autoria própria (2025).

Nota: A) Solo x Plastisfera: Observa-se nos dois diagramas o gênero *Altererythrobacter*, o diagrama da esquerda (Contagem filtrada), apresenta as contagens de abundância na escala original com o eixo Y variando de 0 a 70. O diagrama a direita (transformação logarítmica) com o eixo Y variando de 0 a 6 log (+1). O eixo X em ambos os diagramas define as condições dos substratos plastisfera (caixa salmão) e solo (caixa turquesa), os pontos pretos representam a contagem de amostras individual, losango amarelo indica a média de abundância por grupo. B) Estresse térmico (25 °C x 35 °C): Apresenta-se em duas escalas o gênero *Bauldia*, no diagrama da esquerda (contagem filtrada) no eixo Y de 0 a 30 observa-se as contagens brutas de abundância taxonômica, e direita (transformação logarítmica) eixo Y de 0 a 5 o impacto das variações. O eixo X para as duas escalas representa as condições térmicas 25 °C (caixa salmão) e 35 °C (caixa turquesa). O losango amarelo indica a média de abundância e os pontos pretos indicam amostras individuais. C) Tratamentos com MPs (PS - PU - Controle): Abundância do gênero *Nocardioide*, por duas escalas. Diagrama esquerdo com o eixo Y até 200. (contagem filtrada). O diagrama da direita com o eixo Y até 8 (transformação logarítmica). O eixo X define as condições comparadas, controle (caixa salmão), PS (caixa verde) e PU (caixa azul). Os pontos pretos indicam amostras individuais, e o losango amarelo a média de abundâncias. D) Presença x Ausência de Glifosato: Comparação da abundância do gênero *Ramlibacter* em dois diagramas. Diagrama da esquerda (contagem filtrada) apresenta a escala bruta com o eixo Y até 60, diagrama da direita (transformação logarítmica) para normalização de dados com o eixo Y até 6. Presença do glifosato apresentada pela caixa salmão e ausência pela caixa de cor turquesa. O losango amarelo demonstra a média de abundância, pontos pretos as amostras individuais.

6 CONCLUSÃO

Em suma, as análises evidenciaram que a composição e a estrutura da comunidade de MOs no latossolo foram alteradas pela presença de MPs, glifosato e estresse térmico, juntos, e separados. Definindo que a classe de MPs influencia diretamente as interações e os enriquecimentos dos filos. A plastisfera originada pelos MPs de PS e PU proporcionou diferentes nichos microbianos no solo, com o aumento diversidade e a discrepâncias de abundâncias taxonômicas, aumentando a seleção de filos oportunistas e copiotróficos como Proteobacteria e Bacteroidota, enquanto o latossolo sem estressores manteve maior estabilidade ecológica, riqueza de nutrientes, potencial de crescimentos e incrementos dos filos Acidobacteriota e Chloroflexi. O PU em comparação ao PS apresentou efeitos de seletividade para MOs e potencial toxicológicos mais intensificados devido a sua complexibilidade química que o compõem. Já o glifosato aumentou o desequilíbrio dos MOs promovendo também a redução de grupos sensíveis, favorecendo filos resistentes que trabalham na decomposição do herbicida, tal qual como Actinobacteria e Firmicutes. Em aglomerado os resultados sugerem que a interação entre o contaminante físico, os MPs e o glifosato, juntamente com o estresse térmico, representam ameaças à sobrevivência das comunidades microbianas e às funções ecológicas do solo.

REFERÊNCIAS

- ADERO, V. O.; RAJU, N. S.; SUPREETH M. Effect of glyphosate herbicide on nitrogen-fixing bacteria - Azotobacter species. **J. Environ Chem Toxicol** 2020;4(2):1-7.
- ALMEIDA N., CRISTINA E. Potenciales efectos tóxicos que producen los microplásticos en la salud de los trabajadores: revisión sistemática de la literatura. **Repositorio de la Universidad Internacional SEK Ecuador**; Artículo de tesis 2023.
- ALVAREZ, L. D. G., DE JESUS, F. B., COSTA, A. P. L., BASTOS, L. E. F., SOUZA, D. A. M., e DA SILVA, D. G. (2020). Efectos de los microplásticos en el medio ambiente: Un macroproblema emergente. **Revista de Ciencia y Tecnología: RECyT**, 33(1), 100-107.
- ALVES, L. R., CARRIELLO, G. M., PEGORARO, G. M., REZENDE, M. de L., e MENEZES, A. J. de. (2022). Applications of Enzymes in Polyurethane: a review of Brazilian Dissertations and Theses. **Disciplinarum Scientia | Naturais E Tecnológicas**, 23(2), 99–112. <https://doi.org/10.37779/nt.v23i2.4313>
- ALVES, L. R., CARRIELLO, G. M., PEGORARO, G. M., e FILHO, J. F. (2021). The use of vegetable oils as a source of polyols for polyurethane synthesis: a review. **Disciplinarum Scientia | Naturais E Tecnológicas**, 22(1), 99–118. <https://doi.org/10.37779/nt.v22i1.3711>
- AMARAL-ZETTLER, L. A.; ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J. Plasticsphere ecology. **Nature Reviews Microbiology**, v. 3, pág. 139-151, 2020.
- AMIR, A.; MCDONALD, D.; NAVAS-MOLINA, J. A.; KOPYLOVA, E.; MORTON, J. T.; ZECH XU, Z. e KNIGHT, R. Deblur Rapidly Resolves Single-Nucleotide Community Sequence Patterns. **mSystems** 2017, 2, e00191-16.
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. Plymouth: **PRIMER-E**, 2008.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Mar Pollut Bull.** 2011 Aug;62(8):1596-605. doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030. Epub 2011 Jul 13. PMID: 21742351.
- AMARAL-ZETTLER, L. A.; ZETTLER, E. R.; MELVIN, D. W. Ecology of the plasticsphere. **Nature Reviews Microbiology**, v. 18, p. 139–151, 2020. DOI: 10.1038/s41579-019-0308-0.
- APARICIO, V. C.; DE GERÓNIMO, E.; MARINO, D.; PRIMOST, J.; CARRIQUIRIBORDE, P. e COSTA, J. L. Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins. **Chemosphere**, 93(9), 1866-1873. 2013.
- ARALAPPANAVAR, V. K., MUKHOPADHYAY, R., YU, Y., LIU, J., BHATNAGAR, A., PRAVEENA, S. M. e SARKAR, B. Effects of microplastics on soil microorganisms and microbial functions in nutrient and carbon cycling – A review.(2024) **Ciência do Meio Ambiente Total**, 924, 171435.
- BANERJEE, S.; VAN DER HEIJDEN, M.G.A. Soil microbiomes and one health. **Nat Rev Microbiol** 21, 6–20 (2023). <https://doi.org/10.1038/s41579-022-00779-w>
- BARDGETT, R. D.; VAN DER PUTTEN, W. H. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature**, v. 515, p. 505-511, 2014.

BELO, I. C. B.; DE ANDRADE, B. N. P.; MIRANDA, J. P. A. e DRUMOND, P. C. Microplastics, their Impacts on the Environment and Biodegradable Ways of Replacement. **Revista Internacional de Ciências**, v. 11, n. 2, p. 214-228, 2021.

BHAT, M. A. Indoor microplastics: a comprehensive review and bibliometric analysis. **Environ Sci Pollut Res Int**. 2023 Dec;30(58):121269-121291. doi: 10.1007/s11356-023-30902-0. Epub 2023 Nov 18. PMID: 37980322.

BIJU, K.; GÜLSER, C. e BHATT, P. Microplastics in soil: A critical review of their effects on soil quality parameters. **10.5281/zenodo.10526679**. 2023.

BOOTS B.; RUSSELL, C. W.; GREEN, D. S. Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground. **Environ Sci Technol**. 2019 Oct 1;53(19):11496-11506. doi: 10.1021/acs.est.9b03304. Epub 2019 Sep 11. PMID: 31509704.

BOUCHER, J. e FRIOT, D. Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources Gland, Switzerland. **IUCN**, 2017, 43,21.<https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>.

BOKULICH N. A.; KAEHLER, B. D.; RIDEOUT, J. R.; DILLON, M.; BOLYEN, E.; KNIGHT, R. e CAPORASO, J. G. Optimization of taxonomic classification of marker gene sequences. 2017. **PeerJ Preprints** 5.

CAIXETA, D. MORAIS, E. CAIXETA, F. CAIXETA, I. Microplásticos como indicadores de poluição ambiental e seus efeitos sobre os organismos. **Enciclopédia biosfera**, v. 19, n. 40, 2022.

CAIXETA, D.; CAIXETA, F. C.; MENEZES FILHO. F. Nano and microplastics in ecosystems: environmental impacts and effects on organisms. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 27, 2018.

CANGEMI, J. M.; SANTOS, A. M. dos; CLARO, N. S. Polyurethane: from pillows to condoms, a versatile polymer. **Química Nova na Escola**, v. 31, n. 3, p. 159-164, 2009.

CAVICCHIOLI, R.; RIPPLE, W. J.; TIMMIS, K. N. Scientists' warning to humanity: microorganisms and climate change. **Nat Rev Microbiol** 17 , 569–586 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0222-5>.

CHAE, Y.; AN, Y. J. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: A review. *Environ Pollut*. 2018 Sep;240:387-395. doi: 10.1016/j.envpol.2018.05.008. **Epub** 2018 May 9. PMID: 29753246.

CHANG, V. C.; ANDREOTTI, G.; OSPINA M.; PARKS, C. G.; LIU, D.; SHEARER J. J.; ROTHMAN, N.; SILVERMAN D. T.; SANDLER, D. P.; CALAFAT, A. M.; BEANE, F. L. E.; HOFMAN, J. N. Glyphosate exposure and urinary oxidative stress biomarkers in the Agricultural Health Study. **J Natl Cancer Inst**. 2023 Apr 11;115(4):394-404. doi: 10.1093/jnci/djac242. PMID: 36629488; PMCID: PMC10086635.

CHATTERJEE, D.; SAHA, S. Response of soil properties and soil microbial communities to the projected climate change. In: **Advances in crop environment interaction**. Singapore: Springer Singapore, 2018. p. 87-136.

CHEN, Y.; LI, Y.; LIANG, X.; LU, S.; REN, J.; ZHANG, Y.; HAN, Z.; GAO, B.; SUN, K. Effects of microplastics on soil carbon stocks and terrestrial plant performance. **Carbon Res**. 3 , 37 (2024). <https://doi.org/10.1007/s44246-024-00124-1>

- CONCEIÇÃO PEREIRA, T.; ARAÚJO, D. B.; BILA, D. M.. 2021. Microplastics in a Sewage Treatment Plant – A Review. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, p. 917-932.
- DENG, W.; ZHANG, X.; LIU, W.; WANG, X.; WANG, Z.; LIU, J. e ZHAO, Z. Deciphering the effects of long-term exposure to conventional and biodegradable microplastics on the soil microbiome. **Journal of Hazardous Materials**, 2025 491, 137890.
- DISSANAYAKE, P. D.; KIM, S.; SARKAR, B.; OLESZCZUK, P.; SANG, M. K.; HAQUE, M. N.; AHN, J. H.; BANK, M S.; OK, Y. S. Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review. **Environmental Research**, v. 209, 2022, 112734, ISSN 0013-9351, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112734>.
- DODHIA, M. S.; ROGERS, K. L.; FERNANDEZ-JUAREZ, V.; CARRERES-CALABUIG, J. A.; LOSCHER, C. R.; TISSERAND, A. A. e POSTH, N. R. Microbe-mineral interactions in the Plastisphere: Coastal biogeochemistry and consequences for degradation of plastics. **Frontiers in Marine Science**, 10, 1134815. 2023.
- EMBRAPA. Brazilian Soil Classification System. Rio de Janeiro. 412 p. 2018.
- EOS DATA ANALYTICS. Soil temperature and its importance for plant growth. 2023.
- EVANS, S. E.; WALLENSTEIN, M. D. Climate change alters ecological strategies of soil bacteria. **Ecology letters** , v. 17, n. 2, p. 155-164, 2014.
- FAPESP. Breathing Microplastics. **Pesquisa FAPESP**, 2021, 63 ,305. https://revistapesquisa.fapesp.br/wp-content/uploads/2021/06/062-063_microplasticos_305.pdf.
- FEI, Y.; HUANG, S.; ZHANG, H.; TONG, Y.; WEN, D.; Xia, X.; Wang, H.; Luo, Y.; Barceló, D. (2020). Response of Soil Enzyme Activities and Bacterial Communities to the Accumulation of Microplastics in an Acid Cropped Soil. **Science of the Total Environment**, 707, Article ID 135634. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135634.
- FERREIRA, A. B. D. H. **New Aurélio Dictionary of the Portuguese Language..** 5. ed. Curitiba: Positivo, 2010.
- FIERER, N.; JACKSON, R. B. The diversity and biogeography of soil bacterial communities. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 3, p. 626-631, 2006.
- FIERER, N.; STRICKLAND, M. S.; LIPTZIN, D.; BRADFORD, M. A. e CLEVELAND, C. C. Global patterns in belowground communities. **Ecology letters**, 2009. 12(11), 1238-1249.
- FORTIN, S. G.; UHLIG, K.; HALE, R. C.; SONG, B. Microplastic biofilms as potential hotspots for plastic biodegradation and nitrogen cycling: a metagenomic perspective. **FEMS Microbiol Ecol.** 2025 Apr 14;101(5):fiae035. doi: 10.1093/femsec/fiae035. PMID: 40175313; PMCID: PMC11995698.
- GARCIA, T. A. V.; BACHEGA, J. F. R. e NETZ, P. A. Exploring the enzymatic degradation mechanism of polyurethane (PU) via polyurethane esterases A and B (PueA and PueB): An integrated docking, molecular dynamics (MD) and QM/MM approach. **Química Nova**, 2024, 47(10), e–20240065. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20240065>
- GALLOWAY, T. S. e LEWIS, C. N. Marine microplastics pose major problems for future generations. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 2016 <https://doi.org/10.1073/pnas.1601601113>

GEYER, R.; JAMBECK, J. R.; LAW, K. L. Production, use and destination of all plastics ever manufactured. **Ciência. Av.** 2017. 35, 25-29

GEWERT, B.; PLASSMANN M. M.; MACLEOD, M. Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment. **Environ Sci Process Impacts.** 2015 Sep;17(9):1513-21. doi: 10.1039/c5em00207a. Epub 2015 Jul 28. PMID: 26216708.

GOMES, M. P.; SMEDBOL E.; CHALIFOUR, A.; HENAULT-ETHIER, L.; LABRECQUE, M.; LEPAGE, L.; LUCOTTE, M.; JUNEAU, P. Alteration of plant physiology by glyphosate and its byproduct aminomethylphosphonic acid: an overview. **Journal of Experimental Botany** , Volume 65, Edição 17, setembro de 2014, Páginas 4691–4703, <https://doi.org/10.1093/jxb/eru269>.

GUO, F.; LIU, B.; ZHAO, J.; HOU, Y.; WU, J.; HU, H. e YANG, Z. Temperature-dependent effects of microplastics on sediment bacteriome and metabolome. **Chemosphere**, 350, 141190. 2024.

GUO, W.; YE, Z.; ZHAO, Y.; LU, Q.; SHEN, B.; ZHANG, X.; ZHANG, W.; CHEN, S. C.; LI, Y. Effects of different microplastic types on soil physicochemical properties, enzyme activities, and bacterial communities. **Ecotoxicol Environ Saf.** 2024 Nov 1;286:117219. doi: 10.1016/j.ecoenv.2024.117219. Epub 2024 Oct 19. PMID: 39427539.

GUREVITCH, J.; KORICHEVA, J.; NAKAGAWA, S.; STEWART, G. Meta-analysis and the science of research synthesis. **Nature.** 2018 Mar 7;555(7695):175-182. doi: 10.1038/nature25753. PMID: 29517004.

HADI, F.; MOUSAVI, A.; NOGHABI, K. A.; TABAR, H. G.; SALMANIAN, A. H. New bacterial strain of the genus *Ochrobactrum* with glyphosate-degrading activity. **J Environ Sci Health B.** 2013; 48(3):208-13. doi: 10.1080/03601234.2013.730319. PMID: 23356342.

HAHLADAKIS, J. N.; VELIS, C. A.; WEBER, R.; IACOVIDOU, E. e PUERNELL, P. An overview of chemical additives present in plastics: migration, release, fate and environmental impact during use, disposal and recycling. (2018). **Journal of Hazard Materials**, 344 , 179-199.

HAN, L.; CHEN, L.; FENG, Y.; KUZYAKOV, Y.; CHEN, Q. A.; ZHANG, S.; RILLIG, M. C. Microplastics alter soil structure and microbial community composition. **Environment International**, 2024, 185 , 108508. 2024.

HELANDER, M.; SALONIEMI, I.; OMACINI, M.; DRUILLE, M.; SALMINEN, J. P. e SAIKKONEN, K. Glyphosate decreases mycorrhizal colonization and affects plant-soil feedback. **Science of the Total Environment**, 642, 285-291. 2018.

HUANG, S.; GUO, T.; FENG, Z.; LI, B.; CAI, Y.; OUYANG, D.; GUSTAVE, W.; YING, C.; ZHANG H. Polyethylene and polyvinyl chloride microplastics promote soil nitrification and alter the composition of key nitrogen functional bacterial groups. **J Hazard Mater.** 2023 Jul 5;453:131391. doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.131391. Epub 2023 Apr 8. PMID: 37043864.

HODSON, M. E.; DUFFUS-HODSON, C. A.; CLARK, A.; PRENDERGAST-MILLER, M. T. e THORPE, K. L. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates. **Environmental Science e Technology**, 2017, 51(8), 4714-4721.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding

to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Sci Total Environ.** 2017 May 15;586:127-141. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190. Epub 2017 Feb 4. PMID: 28169032.

IAPAR. Climate Charts of Paraná. Disponível em:

<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em 23 de março de 2025.

IVLEVA, N. P.; WIESHEU, A. C. e NIESSNER, R. Microplastic in aquatic ecosystems. *Angewandte Chemie (International Ed. in English)*, 2017, 56, 1720–1739.

JAMBECK, J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A. Marine pollution. Plastic waste inputs from land into the ocean. **Science**, 347, 768–771. 2015.

JIANG, Y.; LU, B.; LIANG, M.; WU, Y.; LI, Y.; ZHAO, Z.; LIU, G.; XUE, S. Temperature Sensitivity Response of Soil Enzyme Activity to Simulated Climate Change at Growth Stages of Winter Wheat. **Agronomy**, 2025 , 15 , 106. <https://doi.org/10.3390/agronomy15010106>

JUNG, C. G. **Memórias, sonhos, reflexões**. Organizado por Aniela Jaffé. Tradução de Dora Ferreira da Silva. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2016.

KANISSERY, R.; BATUMANa, O.; ALFEREZ, F. Glyphosate: its environmental persistence and impact on crop health and nutrition. **Plants** 2019 , 8 , 499. <https://doi.org/10.3390/plants8110499>

KANTER, T. D. Microbe-microplastic axis: microplastics as microbial toxin and tool. **MSc. Writing Assignment - Molecular and Cellular Life Science | GSLS**, Universiteit Utrecht, 2023.

KESY, K.; OBERBECKMAN N.; MÜLLER F.; LABRENZ, M. e KREIKEMEYER, B. Spatial environmental heterogeneity determines young biofilm assemblages on microplastics in Baltic Sea mesocosms. **Frontiers in Microbiology**, 2016, 7, 1562.

KIM, S. W.; RILLIG, M. C. Research trends of microplastics in the soil environment: Comprehensive screening of effects. **Soil Ecol. Lett.** 4 , 109–118 (2022). <https://doi.org/10.1007/s42832-021-0077-3>

KIM, H. W.; JO, J. H.; KIM, Y. B.; LE, T. K.; CHO, C. W.; YUN, C. H.; CHI, W. S.; YEOM, S. J. Biodegradation of polystyrene by bacteria from the soil in common environments. **J Hazard Mater.** 2021 Aug 15;416:126239. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.126239. Epub 2021 May 27. PMID: 34492990.

LEBRETON, L. e ANDRADY, A. Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. **Palgrave Communications**, 5, 6. 2019.

LEHMANN, J.; BOSSIO, D. A.; KÖGEL-KNABNER, I. e RILLIG, M. C. The concept and future prospects of soil health. **Nature Reviews Earth e Environment**, 2020. 1(10), 544-553.

LEITE, D. C.; SALLES, J. F.; CALDERON, E. N.; CASTRO, C. B., BIANCHINI, A.; MARQUES, J. A. e PEIXOTO, R. S. Coral bacterial-core abundance and network complexity as proxies for anthropogenic pollution. **Frontiers in Microbiology**, 9, 833. 2018.

LIAN, Y.; SHI, R.; LIU, J.; ZEB, A.; WANG, Q.; WANG, J. e LIU, W. Effects of polystyrene, polyethylene, and polypropylene microplastics on the soil-rhizosphere-plant system: Phytotoxicity, enzyme activity, and microbial community. **Journal of Hazardous Materials**, 2024. 465, 133417.

- LI, C.; GILLINGS, M. R.; ZHANG, C.; CHEN, Q.; ZHU, D.; WANG, J.; ZHAO, K.; XU, Q.; LEUNG, P. H.; LI, X.; LIU, J.; JIN, L. Ecology and risks of the global plastisphere as a newly expanding microbial habitat. **Innovation (Camb)**. 2023 Nov 22;5(1):100543. doi: 10.1016/j.xinn.2023.100543. PMID: 38111463; PMCID: PMC10726253.
- LI, P.; ZHAI, W.; LI, B.; GUO, Q.; WANG, Y.; GU, Y.; LIU, D. Glyphosate and urea co-exposure: Impacts on soil nitrogen cycling. **Journal of Hazardous Materials**, 492, 138150. 2025.
- LI, S.; ZHONG, L.; ZHANG, B.; FAN, C.; GAO, Y.; WANG, M.; XIAO, H.; TANG, X. Microplastics induced the differential responses of microbial-driven soil carbon and nitrogen cycles under warming. **J Hazard Mater**. 2024 Mar 5;465:133141. doi: 10.1016/j.jhazmat.2023.133141. Epub 2023 Dec 1. PMID: 38056262.
- LI, Y.; GAO, W.; WANG, C. e GAO, M. Distinct distribution patterns and functional potentials of rare and abundant microorganisms between plastisphere and soils. **Science of The Total Environment**, 2023, 873 , 162413.
- LIMA, H. V. D.; SILVA, Á. P. D.; GIAROLA, N. F. B. e IMHOFF, S. Index of soil physical quality of hardsetting soils on the brazilian coast. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2012, 38, 1722-1730.
- LIU, M.; WANG, C. e ZHU, B. Independent and combined effects of microplastics pollution and drought on soil bacterial community. **Science of The Total Environment**. 2024, 913, 169749.
- LIU, S.; SUO, Y.; WANG, J.; CHEN, B.; WANG, K.; YANG, X. e LIU, Y. Impact of Polystyrene Microplastics on Soil Properties, Microbial Diversity and Solanum lycopersicum L. **Growth in Meadow Soils. Plants**, 14(2), 256. 2025.
- LIU, X.; YU, Y.; YU, H.; SARKAR, B.; ZHANG, Y.; YANG, Y.; QIN, S. Nonbiodegradable microplastic types determine the diversity and structure of soil microbial communities: A meta-analysis. **Environ Res**. 2024 Nov 1;260:119663. doi: 10.1016/j.envres.2024.119663. Epub 2024 Jul 21. PMID: 39043354.
- LOZUPONE, C. A. e KNIGHT, R. Global patterns in bacterial diversity. **PNAS**, 2007, 104(27), 11436–11440.
- MADALENO, L.; PYRZ, R.; CROSKY, A.; JENSEN, L. R.; RAUHE, J. C. M.; DOLOMANOVA, V.; TIMMONS, A. M. M. V. B.; PINTO, J. J. C. e NORMAN, J. Processing and characterization of polyurethane nanocomposite foam reinforced with montmorillonite-carbon nanotube hybrids. Composites. Part A, **Applied Science and Manufacturing**, 44, 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.compositesa.2012.08.015>. 2013.
- MARON, P. A.; SARR, A.; KAISERMANN, A.; LÉVÊQUE, J.; MATHIEU, O.; GUIGUE, J.; KARIMI, B.; BERNARD, L.; DEQUIEDT, S.; TERRAT, S.; CHABBI, A.; RANJARD, L. High Microbial Diversity Promotes Soil Ecosystem Functioning. **Appl Environ Microbiol**. 2018 Apr 16;84(9):e02738-17. doi: 10.1128/AEM.02738-17. PMID: 29453268; PMCID: PMC5930326.
- MA, Y.; WANG, J.; LIU, Y.; WANG, X.; ZHANG, B.; ZHANG, W.; CHEN, T.; LIU, G.; XUE, L.; CUI, X. Nocardioide: “Specialists” for Hard-to-Degrade Pollutants in the Environment. **Molecules**. 2023; 28(21):7433. <https://doi.org/10.3390/molecules28217433>

MARTÍNEZ, F. R.; SÁNCHEZ, A. B.; GUZMÁN, A. B. P. Micro y nanoplásticos en mares y océanos. **Vínculos. Sociología, análisis y opinión**, n. 7, p. 91-121, 2023.

MENGIST, W.; SOROMESSA, T.; LEGESE, G. Method for conducting systematic literature review and meta-analysis for environmental science research. **MethodsX**, v. 7, 2020, 100777, ISSN 2215-0161.

MIRAVALLE, E.; VIADA, G.; BONOMO, M.; BAROLO, C.; BRACCO, P.; ZANETTI, M. Riciclo di un Poliuretano Termoisolante Basato sul Meccanismo dei Covalent Adaptable Network (CAN). In **Atti XXV CONVEGNO NAZIONALE-AIM**, 2024. (pp. 60-61). AIM.

MONTAGNER, C. C.; DIAS, M. A.; PAIVA, E. M. e Vidal, C. Microplastics: Environmental occurrence and analytical challenges. **Química Nova**, 2021, 44 (10), 1328–1352. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>

MONTAGNER C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Emerging Contaminants in Brazilian Aquatic Matrices: Current Scenario and Analytical, Ecotoxicological and Regulatory Aspects. **Química Nova** . 2017 Sep;40(9):1094–110. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>.

MUNEER, M. A.; HOU, W.; LI, J.; HUANG, X.; KAYANI, M. U. R.; CAI, Y.; YANG, W.; WU, L.; JI, B. e ZHENG, C. Soil pH: a key edaphic factor regulating distribution and functions of bacterial community along vertical soil profiles in red soil of pomelo orchard. **BMC Microbiol** 22 , 38 (2022). <https://doi.org/10.1186/s12866-022-02452-x>.

MYERS, J. P.; ANTONIOU, M. N.; BLUMBERG, B.; Preocupações sobre o uso de herbicidas à base de glifosato e riscos associados às exposições: uma declaração de consenso. **Environ Health** 15 , 19 (2016). <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0117-0>

NEWMAN, M. M.; HOILETT, N.; LORENZ, N.; DICK, R. P.; LILES, M. R.; RAMSIER, C.; KLOPPER, J. W. Glyphosate effects on soil rhizosphere-associated bacterial communities. **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 155-160, 2016.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION (NOAA). **What are microplastics?** Silver Spring, 2009 MD: National Ocean Service, [s.d.]. Disponível em: <https://oceanservice.noaa.gov/facts/microplastics.html>. Acesso em: 09 out. 2025.

OGONOWSKI, M.; MOTIEL, A.; ININBERGS, K.; HELL, E.; GERDES, Z.; UDEKWU, K. I. e GOROKHOVA, E. Evidence for selective bacterial community structuring on microplastics. **Microbiologia ambiental** , 2018, 20 (8), 2796-2808.

OLIVATTO, Gláucia P.; CARREIRA, R.; TORNISIELO, V. L. e MONTAGNER, C. C. Microplastics: Contaminants of global concern in the Anthropocene. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1968-1989, 2018.

OJELADE, B. S.; DUROWOJU, O.S.; ADESOYE, P. O.; GIBB, S. W.; EKOSSEK, G. I. Review of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA)-based herbicide: environmental and health impacts. **Appl. Sci.** 2022 , 12 , 8789. <https://doi.org/10.3390/app12178789>

PEDROSA, M. V. B.; LIMA, W. D.; AMARAL, A. D. e CARVALHO, A. D. O. Sewage sludge biosolids in agriculture: challenges and perspectives. **Revista Agrogeoambiental, Pouso Alegre-MG**, v. 9, n. 4, p. 125-142, 2017.

PLASTIC, E. Plastics—the facts 2019: an analysis of European plastics production, demand and waste. **Plastics Europe** (2019).

- PRATA, J. C.; DA COSTA, J. P.; LOPES, I.; DUARTE, A. C. e ROCHA-SANTOS, T. . Environmental exposure to microplastics: An overview of possible effects on human health. **Science of The Total Environment**, 2020, 702, 134455. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134455>
- PRIYA, A. K.; MURUGANANDAM, M.; NITHYA, M. Microplastic and nanoplastic: a threat to the environment. In: Bhat, S.A., Kumar, V., Li, F., Kumar, S. (eds) Management of micro and nanoplastics in soil and biosolids. **Springer, Cham**. https://doi.org/10.1007/978-3-031-51967-3_1. 2024.
- QIAGEN, N.V. PowerSoil DNA Isolation Kit. Hilden, Alemanha, 2025. Disponível em: <https://www.qiagen.com/us/products/discovery-and-translational-research/dna-rna-purification/dna-purification/microbial-dna/dneasy-powersoil-kit>. Acesso em: 6 out. 2025.
- QI, Y.; YANG, X.; PELAEZ, A. M.; HUERTA LWANGA, E.; BERIOTE, N.; GERTSEN, H.; GARBEVA, P.; GEISSEN, V. Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. **Sci Total Environ**. 2018 Dec 15;645:1048-1056. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.229. Epub 2018 Jul 20. PMID: 30248830.
- QUAST, C.; PRUESSE, E.; YILMAZ, P.; GERKEN, J.; SCHWEER, T.; YARZA, P. e GLOCKNER, F. O. The SILVA Ribosomal RNA Gene Database Project: Improved Data Processing and Web-Based Tools. **Nucleic Acids Res**. 2013, 41, D590–D596.
- QU, R.; LIU, G.; YUE, M.; WANG, G.; PENG, C.; WANG, K. e GAO, X. Soil temperature, microbial biomass and enzyme activity are the critical factors affecting soil respiration in different soil layers in Ziwuling Mountains, China. **Frontiers in Microbiology**, 14, 1105723. 2023.
- RANI, M.; DUCOLI, S.; DEPERO, L. E.; PRICA, M.; TUBIĆ, A.; ADEMOVIĆ, Z.; MORRISON, L.; FEDERICI, S. A Complete Guide to Extraction Methods of Microplastics from Complex Environmental Matrices. **Molecules**, [S.l.], v. 28, n. 15, p. 5710, 2023.
- RILLING, M. C.; SOUZA MACHADO, A. A.; LEHMAN, A. e KLUMPER, U. Evolutionary implications of microplastics for soil biota. **Environmental Chemistry**, 2019, 16(1), 3-7.
- RILLIG, M. C.; LEHMANN, A.; SOUZA MACHADO, A. A. e YANG, G. Effects of microplastic on plants. **New phytologist** , 223 (3), 1066-1070. 2019.
- RILLIG, M. C.; LEIFHEIT, E; LEHMANN, J. Microplastic effects on carbon cycling processes in soils. **PLoS Biology** , v. 19, n. 3, p. e3001130, 2021.
- RILLIG, M. C.; KIM, S. W.; ZHU, Y. G. The soil plastisphere. **Nat Rev Microbiol**. doi: 10.1038/s41579-023-00967-2. Epub 2023 Sep 11. PMID: 37697003; PMCID: PMC7615554.
- RIVAS-GARCIA, T.; ESPINOSA-CALDERON, A.; HERNANDEZ-VAZQUEZ, B.; SCHWENTESIUS-RINDERMAN, R. Overview of environmental and health effects related to glyphosate use. **Sustainability** 2022 , 14 , 6868. <https://doi.org/10.3390/su14116868>
- RICHON, C.; KVALE, K.; LEBRETON, L. Legacy ocean plastic pollution must be addressed to mitigate potential long-term ecological impacts. **Micropl.eNanopl**. 3 , 25 (2023). <https://doi.org/10.1186/s43591-023-00074-2>
- ROCHA, D.; SANTOS , I.; FRANCO TAKETANI, N. Alternatives to the Use of Microplastics in the Cosmetics Industry. **Revista Ensaios Pioneiros**, [S. l.], v. 4, n. 2, p. 50–

57, 2021. DOI: 10.24933/rep.v4i2.236. Disponível em:
<https://ensaiospioneiros.usf.edu.br/ensaios/article/view/236>.

ROCHMAN, C.; HOH, E.; KUROBE, T. Ingested plastic transfers dangerous chemicals to fish and induces liver stress. **Sci Rep** 3 , 3263 (2013). <https://doi.org/10.1038/srep03263>

SARRIA-VILLA, R. A.; GALLO-CORREDOR, J. A. La gran problemática ambiental de los residuos plásticos: Microplásticos. **Journal de Ciencia e Ingeniería**, v. 8, n. 1, p. 21-27, 2016.

SCHWABL P.; KOPPEL S.; KONIGSHOFER, P.; BUCISCS T.; TRAUNER, M.; REIBERGER, T.; LIEBMANN B. Detection of Various Microplastics in Human Stool: A Prospective Case Series. **Ann Intern Med.** 2019 Oct 1;171(7):453-457. doi: 10.7326/M19-0618. Epub 2019 Sep 3. PMID: 31476765.

SHEN, H.; SUN, Y.; DUAN, H.; YE, J.; ZHOU, A.; MENG, H.; ZHU, F.; HE, H.; GU, C.; Effect of PVC microplastics on soil microbial community and nitrogen availability under laboratory-controlled and field-relevant temperatures, **Applied Soil Ecology**, Volume 184, 2023, 104794, ISSN 0929-1393, <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104794>.

SHI, J.; WANG, Z.; PENG, Y.; FAN, Z.; ZHANG, Z.; WANG, X. e WANG, J. Effects of microplastics on soil carbon mineralization: the crucial role of oxygen dynamics and electron transfer. **Environmental Science e Technology**, (2023) 57(36), 13588-13600.

SHI, J.; TANENTZAP, A. J.; SUN, Y.; WANG, J.; XING, B.; RILLIG, M. C.; WANG, J. Microplastics generate less mineral protection of soil carbon and more CO2 emissions. **Advanced Science**, 12(7), 2409585. 2025.

SMITH, P.; COTRUFO, M. F.; RUMPEL, C.; PAUSTIAN, K.; KUIKMAN, P. J.; ELLIOTT, J. A.; MCDOWELL, R.; GRIFFITHS, R. I.; ASAKAWA, S.; BUSTAMANTE, M.; HOUSE, J. I.; SOBOCKÁ, J.; HARPER, R.; PAN, G.; WEST, P. C.; GERBER, J. S.; CLARK, J. M.; ADHYA, T.; SCHOLLES, R. J. e SCHOLLES, M. C. Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. **SOIL**, 1, 665–685, <https://doi.org/10.5194/soil-1-665-2015>, 2015.

SHRUTI, V. C, PÉREZ-GUEVARA, F.; ELIZALDE-MARTÍNEZ, I. e KUTRALAM-MUNIASAMY, G. First study of its kind on microplastic contamination of soft drinks, iced tea, and energy drinks – future research and environmental considerations.. **Ciência do Meio Ambiente Total** 726: 2020. 138580. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138580>.

SILVA, D. D. C. D.; VIEIRA, HAG.; ROLIM, VS.; SILVA, W. F. D.; SOUSA, M. G. D.; PAULINO, M. G.; MARIANO, W. D. S. Environmental contaminants: effects of microplastics on aquatic and terrestrial organisms. **Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento** , [S. l.] , v. 7, pág. e54310716761, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i7.16761.

SILVA, M. A. D.; TAVARES M. I. B.; NASCIMENTO, S. A. M.; RODRIGUES, E. J. D. R. Characterization of polyurethane/organophilic montmorillonite nanocomposites by low-field NMR. **Polímeros**. 2012; 22(5):481–5. Available from: <https://doi.org/10.1590/S0104-14282012005000064>

SOUZA MACHADO, A. A.; KLOAS, W.; ZARFL, C.; HEMPEL, S. e RILLIG, M. C. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global change biology**, 24(4), 1405-1416. 2018.

SOUZA MACHADO, A. A.; LAU, C. W.; TILL, J.; KLOAS, W.; LEHMANN, A.; BECKER, R. e RILLIG, M. C. Microplastics can alter soil properties and affect plant performance. **Environmental Science e Technology**, 2018, 52 (14), 9656-9665.

SOUZA MACHADO, A. A.; KLOAS, W.; ZARFL, C.; HEMPEL, S. e RILLIG, M. C. Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. **Global Change Biology**, 2028, 24(4), 1405-1416

SYNGENTA, P. D. C. L. ZAPP QI 620: **Complete Package Insert**. Paulínia/SP, 20 maio 2025. Disponível em: https://www.adapar.pr.gov.br/sites/adapar/arquivos_restritos/files/documento/2025-08/zapp_qi_620.pdf. Acesso em: 4 de outubro de 2025.

SRIKANTH, M.; SANDEEP, T. S. R. S.; SUCHARITHA, K.; GODI, S. Biodegradation of plastic polymers by fungi: a brief review. **Bioresour Bioprocess**. 2022 Apr 8;9(1):42. doi: 10.1186/s40643-022-00532-4. PMID: 38647755; PMCID: PMC10991219.

SUN, Y.; WU, M.; ZANG, J.; DU, L.; HUANG, M.; CHEN, C.; WANG, J. Plastisphere microbiome: Methodology, diversity, and functionality. **Imeta**. 2023 Mar 31;2(2):e101. doi: 10.1002/imt2.101. PMID: 38868423; PMCID: PMC10989970.

SUN, Y.; WU, M.; XIE, S.; ZANG, J.; WANG, X.; YANG, Y. e WANG, J. Homogenization of the soil plastisphere bacterial community: a continental-scale microcosm study. **ISME communications** , 4 (1), 2024.

TEDERSOO, L.; BAHRAM, M.; PÖLME, S.; KÖLJALG, U.; YOROU, N. S.; WIJESUNDERA, R. e ABARENKOV, K. Global diversity and geography of soil fungi. **Science**, 2014. 346(6213), 1256688.

THOMPSON, R. C.; OLSEN, Y. S.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSELL, A. E. Lost at sea: where is all the plastic? **Science**, Washington, D.C., v. 304, n. 5672, p. 838, maio 2004. DOI: 10.1126/science.1094559.

VALLE, A. L.; MELLO, F. C. C.; ALVES-BALVEDI, R.P.; RODRIGUES, L. P.; GOULART, L. R. Glyphosate detection: methods, needs and challenges. **Environ. Chem. Lett.** , 2019, 17 (1), 291–317, DOI:10.1007/s10311-018-0789-5.

VAN B. A. H. C.; FINCKH, M. R.; HE M.; RITSEMA, C. J.; HARKES, P.; KNUTH, D.; GEISSEN, V. Indirect effects of the herbicide glyphosate on plant, animal, and human health through its effects on microbial communities. **Front. Environ. Sci**. 2021, 9:763917. doi: 10.3389/fenvs.2021.763917

VAN BRUGGEN, A. H. C.; HE, M. M.; SHIN, K.; MAI, V.; JEONG, K. C.; FINCKH, M. R.; MORRIS, J. G. Jr. Environmental and health effects of the herbicide glyphosate. **Sci Total Environ**. 2018 Mar;616-617:255-268. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.309. Epub 2017 Nov 5. PMID: 29117584.

WAN, Y.; WU, C.; XUE, Q.; HUI, X. Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 576–582, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.123.

WANG, C; WANG, L.; OK, Y. S.; TSANG, D. C. W. e HOU, D. Soil plastisphere: exploration methods, influencing factors, and ecological insights. **J. Hazard. Mater.** 430, 128503 (2022).

- WANG, C.; TANG, J.; YU, H.; WANG, Y.; LI, H.; XU, S.; LI, G. e ZHOU, Q. Microplastic pollution in the soil environment: characteristics, influencing factors and risks. **Sustentabilidade** , 14 (20), 13405. <https://doi.org/10.3390/su142013405>. 2022.
- WANG, J.; SONG, M.; LU, M.; WANG, C.; ZHU, C. e DOU, X. Insights into effects of conventional and biodegradable microplastics on organic carbon decomposition in different soil aggregates. **Environmental Pollution** , 359 , 124751. (2023).
- WANG, X.; ZHENG, H.; ZHAO, J.; LUO, X.; WANG, Z. e XING, B. Photodegradation elevated the toxicity of polystyrene microplastics to grouper (*Epinephelus moara*) through disrupting hepatic lipid homeostasis. **Environmental Science e Technology**, 54(10), 6202-6212. 2020.
- WANG, Y. F.; LIU, Y. J.; FU, Y. M. Microplastic diversity increases the abundance of antibiotic resistance genes in soil. **Nat Commun** 15 , 9788 (2024). <https://doi.org/10.1038/s41467-024-54237-7>
- WRIGHT, S. L.; ULKE, J.; FONT, A., CHAN, K. L. A.; e KELLY, F. J. Deposition of atmospheric microplastics in an urban environment and a transport assessment. **Environment International**, 2020, 136 , 105411. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105411>.
- XIANG, Y.; RILLING, M. C.; SARDANS, J.; LIU, Y.; YAO, B.; LI, Y. Global Responses of Soil Carbon Dynamics to Microplastic Exposure: A Data Synthesis of Laboratory Studies. **Environ Sci Technol**. 2024 Apr 2;58(13):5821-5831. doi: 10.1021/acs.est.3c06177. Epub 2024 Feb 28. PMID: 38416534; PMCID: PMC10993418.
- XU, B.; LIU, F.; CRYDER, Z.; HUANG, D.; LU, Z.; HE, Y. e XU, J. Microplastics in the soil environment: occurrence, risks, interactions and fate—a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 2020. 50(21), 2175-2222.
- XU, Y.; ZHANG, R.; WANG, J. Microplastics in Freshwater Environments: Sources, Fates and Toxicity.” **Science of the Total Environment**, 2021, 768, 144984. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144984.
- YA, H.; XING, Y.; ZHANG, T.; LV, M. e JIANG, B. LDPE microplastics affect soil microbial community and form a unique plastisphere on microplastics. **Applied Soil Ecology**, 180. 2022. 104623.
- YANG, T.; REN, L.; JIA, Y.; FAN, S.; WANG, J.; WANG, J.; NAHURIRA, R.; WANG, H.; YAN Y. Biodegradação de di-(2-etilhexil)ftalato por *Rhodococcus ruber* YC-YT1 em água e solo contaminados. **Revista Internacional de Pesquisa Ambiental e Saúde Pública**. 2018; 15(5):964. <https://doi.org/10.3390/ijerph15050964>.
- YANG, Y.; YANG, J.; WU, W. M.; ZHAO, J.; SONG, Y.; GAO, L.; YANG, R.; JIANG, L. Biodegradation and Mineralization of Polystyrene by Plastic-Eating Mealworms: Part 1. Chemical and Physical Characterization and Isotopic Tests. **Environ Sci Technol**. 2015 Oct 20;49(20):12080-6. doi: 10.1021/acs.est.5b02661. Epub 2015 Oct 1. PMID: 26390034.
- YANG, H.; ZHENG, G.; QIN, G.; ZHANG, Q.; ZHANG, Z.; CHEN, B.; QIAN, H. The combination of microplastics and glyphosate affects the soil dweller's microbiome. *Enchytraeus crypticus*. **Journal of Hazardous Materials** , 489 , 2025, 137676.
- YAO, Z.; SEONG, H. J.; JANG Y. S. Environmental toxicity and decomposition of polyethylene. **Ecotoxicol Environ Saf**. 2022 Sep 1;242:113933. doi: 10.1016/j.ecoenv.2022.113933. Epub 2022 Aug 3. PMID: 35930840.

YILMAZ, P.; PARFREY, L. W.; YARZA, P.; GERKEN, J.; PRUESSE, E.; QUAST, C.; SCHWEER, T.; PEPLIES, J.; LUDWIG, W.; GLÖCKNER, F. O. The SILVA and “All-species Living Tree Project (LTP)” taxonomic frameworks. **Nucleic Acids Research**, v. 42, n. D1, p. D643–D648, 2014. DOI: 10.1093/nar/gkt1209.

YOOEUN, C.; YOUN-JOO, A. Current research trends on plastic pollution and ecological impacts on the soil ecosystem: **A review, Environmental Pollution**, Volume 240, 2018, p. 387-395, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.008>.

YU, H.; ZHANG, Y.; TAN, W. The "neighbor avoidance effect" of microplastics on bacterial and fungal diversity and communities in different soil horizons. **Environ Sci Ecotechnol**. 2021 Aug 26;8:100121. doi: 10.1016/j.ese.2021.100121. PMID: 36157000; PMCID: PMC9488088.

ZENG, J.; YAO, J.; ZHANG, W.; ZHANG, M.; WANG, T.; YU X.; LIU, Y.; SUN, X.; LI, L. Biodegradation of commercial polyester polyurethane by a soil-borne bacterium *Bacillus velezensis* MB01B: Efficiency, degradation pathway, and in-situ remediation in landfill soil. **Environ Pollut**. 2024 Dec 15;363(Pt 2):125300. doi: 10.1016/j.envpol.2024.125300. Epub 2024 Nov 12.

ZETTLER, E. R.; AMARAL-ZETTLER, L. A.; MITCHELL, B. P. Life in the “Plastisphere”: Microbial communities on plastic marine debris. **Environmental Science e Technology**, v. 47, n. 13, p. 7137–7146, 2013. DOI: 10.1021/es401288x.

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J. e AMARAL-ZETTLER, L. A . Life in the “Plastisphere”: Microbial Communities on Plastic Marine Debris. **Environmental Science e Technology**, 2013, 47(13), 7137-7146.

ZHANG, B.; YANG, X.; XIAO, L.; GAO, R. e ZHU, L. Microplastics in soils: A review of possible sources, analytical methods and ecological impacts. **Journal of Chemical Technology e Biotechnology**, 94(11), 3273-3284. 2019.

ZHANG, T.; MA, H. e DING, Y. Microplásticos como vetores para a transmissão de patógenos e genes de resistência antimicrobiana. **Chemosphere**, 2021, 278, 130437. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130437>

ZHANG, Y.; LI, J. T.; XU, X.; CHEN, H. Y.; ZHU, T.; XU, J. J. e NIE, M. Temperature fluctuation promotes the thermal adaptation of soil microbial respiration. **Nature Ecology e Evolution**, 2023 7(2), 205-213.

ZHAO, B.; REHATI, P.; YANG, Z.; CAI, Z.; GUO, C.; LI, Y. The potential toxicity of microplastics on human health. **Sci Total Environ**. 2024 Feb 20;912:168946. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.168946. Epub 2023 Dec 2. PMID: 38043812.

ZHAO, J.; XIE, X.; JIANG, Y.; LI, J.; FU, Q.; QIU, Y.; FU, X.; YAO, Z.; DAI, Z.; QIU, Y.; CHEN, H. Effects of simulated warming on soil microbial community diversity and composition across diverse ecosystems. **Sci Total Environ**. 2024 Feb 10;911:168793. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.168793. Epub 2023 Nov 22. PMID: 37996030.

ZHAO, S.; ZHANG, Z.; CHEN, L.; CUI, Q.; CUI, Y.; SONG, D. e FANG, L. Review on migration, transformation and ecological impacts of microplastics in soil. **Ecologia Aplicada do Solo**, 2022, 176, 104486.

ZOCCHI, M.; SOMMARUGA, R. Microplastics modify the toxicity of glyphosate on *Daphnia magna*. **Sci Total Environ.** 2019 Dec 20;697:134194. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134194. Epub 2019 Aug 30. PMID: 31491639.

ZHU, D.; MA, J.; LI, G.; RILLIG, M. C. e ZHU, Y. G. Soil plasti-spheres as hotpots of antibiotic resistance genes and potential pathogens. **The ISME Journal**, 2022, 16, 521–532.

ZHU, F.; YAN, Y.; DOYLE, E.; ZHU, C.; JIN, X.; CHEN, Z.; WANG, C.; HE, H.; ZHOU, D.; GU, C. Microplastics altered soil microbiome and nitrogen cycling: The role of phthalate plasticizer. **J Hazard Mater.** 2022 Apr 5;427:127944. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.127944. Epub 2021 Nov 29. PMID: 34865900.

ZHU, J.; LIU, S.; WANG, H.; WANG, D.; ZHU, Y.; WANG, J. e ZHAN, X. Microplastic particles alter wheat rhizosphere soil microbial community composition and function. **Journal of Hazardous Materials**, 2022. 436, 129176.