

**UNIVERSIDADE TECNÓLOGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

MARIA EDUARDA ARANEGA PESENTI

**FUNGOS AUTÓCTONES COM POTENCIAL DE BIORREMEDIAÇÃO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

LONDRINA

2026

MARIA EDUARDA ARANEGA PESENTI

**FUNGOS AUTÓCTONES COM POTENCIAL DE BIORREMEDIAÇÃO DE
LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

**NATIVE FUNGI WITH POTENCIAL FOR BIOREMEDIATION OF LANDFILL
LEACHATE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental

Área de Concentração: Engenharia Ambiental

Linha de Pesquisa: Saneamento Ambiental

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

LONDRINA

2026



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

Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho para fins não comerciais, desde que atribuam o devido crédito e que licenciem as novas criações sob termos idênticos.

Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina**



MARIA EDUARDA ARANEGA PESENTI

FUNGOS AUTÓCTONES COM POTENCIAL DE PREMEDITAÇÃO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

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

Data de aprovação: 30 de Abril de 2026

Dra. Katia Valeria Marques Cardoso Prates, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Camila Zoe Correa, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Luciano Matos Queiroz, Doutorado - Universidade Federal da Bahia (Ufba)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 30/04/2026.

AGRADECIMENTOS

Escrever esta seção é, provavelmente, uma das tarefas mais difíceis deste trabalho. Ainda mais quando tantas pessoas fizeram parte dessa trajetória e contribuíram, cada uma à sua maneira, para que eu chegasse até aqui. Ainda assim, vou tentar.

Agradeço, antes de tudo, àqueles que sempre fizeram de tudo por mim, meus pais. Todo o suporte, cuidado, carinho, investimento, conselho, conversa, almoço, carona, viagem, passeio, companheirismo e amor me deram a oportunidade de estar aqui hoje e de me tornar quem sou. Muito obrigada por tudo.

Meus irmãos também fizeram e fazem parte desse ciclo tão importante. Obrigada pela paciência e por sempre desejarem o meu bem. Ao Luiz, um agradecimento especial, sua afinidade com o mundo dos fungos me ajudou, ainda no TCC, a encontrar o caminho que me trouxe até aqui.

Sou muito grata à minha sogra e a toda a sua família, por me receberem tão bem e por abrirem as portas da casa de vocês com tanto acolhimento.

À minha grande amiga Ana Carolina, que foi uma das pessoas que mais torceu e acreditou em mim, obrigada por entender meu sumiço e por continuar sempre por perto, mesmo com tantos quilômetros de distância.

Às minhas tias Teresa e Fernanda. À Teresa, pelos conselhos, conversas, oportunidades e pelo treinamento para a apresentação. À Fernanda, por ler este trabalho com atenção, sugerir alterações e me ajudar nas análises. E às duas, por sempre acreditarem em mim e me incentivarem a sonhar e a ir cada vez mais longe.

Tenho, inclusive, muita sorte por ter tantas mulheres fortes e incríveis na minha vida: minha mãe, minhas tias, minhas primas, minhas amigas e minha orientadora. Vocês são incríveis, e espero que saibam disso.

À Stephanie, pela parceria que começou na iniciação científica, atravessou o TCC e chegou até o mestrado. Foram viagens, artigos, conversas e uma sempre ajudando e torcendo pela outra. Obrigada por tanto.

Ao técnico Thiago e à Julia, obrigada por estarem sempre dispostos a ajudar, ensinar e tornar as idas ao laboratório mais leves e divertidas. Vocês foram muito importantes para a realização e a conclusão desta pesquisa.

À Kauane, que esteve comigo desde o início, sempre atenta, disponível e presente em cada etapa desta pesquisa. À Maria Eduarda, que chegou depois, mas

com a mesma dedicação. Às duas, obrigada por terem ido ao laboratório comigo até em feriado, por toda a ajuda, por todas as conversas que deixaram esse processo mais leve e por toda a dedicação. Tem muito de vocês nesta pesquisa.

Ao Victor, meu namorado, obrigada por sempre acreditar em mim e, principalmente, por acreditar no fim desta pesquisa. Por enfrentar tantos obstáculos comigo, por me acompanhar nas noites adentro, nos desesperos, e por me ajudar em tantas etapas. Obrigada por ser um ponto de leveza nos meus dias.

Agradeço, ainda, à minha banca examinadora, por aceitarem o convite e contribuírem com este trabalho.

À minha querida orientadora, Kátia Prates, obrigada por ter sido exigente quando precisava, parceira quando eu mais precisei, e por me acalmar quando a reta final parecia maior do que eu. Você é um exemplo e eu tenho muita sorte de ter dividido esse percurso com você.

Estendo meus agradecimentos ao Laboratório Multiusuário de Apoio à Pesquisa do Câmpus Apucarana (LAMAP/UTFPR), em especial à ex-técnica Milena e ao Prof. Dr. Edmilson, pelo apoio nas análises de metais. Ao Alexandre, da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Londrina (CTR – Maravilha), agradeço pela disponibilização de dados essenciais ao desenvolvimento deste trabalho. À CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, agradeço pelo apoio financeiro.

RESUMO

Este estudo teve como objetivo avaliar o potencial de fungos autóctones isolados de lixiviado de aterro sanitário na redução da toxicidade desse efluente. O lixiviado foi coletado na lagoa de tratamento primário da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Londrina, Paraná, e inicialmente caracterizado por meio da determinação de parâmetros físico-químicos. Em seguida, foram realizados o isolamento e a identificação, em nível de semelhança, dos fungos autóctones presentes no lixiviado. A partir de 43 colônias fúngicas obtidas, 23 foram selecionadas com base na recorrência e, posteriormente, quatro gêneros foram escolhidos para os ensaios de micorremediação: *Candida sp.*, *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.* Os inóculos foram preparados em meio líquido e aplicados em unidades experimentais contendo lixiviado nas concentrações de 0%, 25%, 50%, 75% e 100%. Para cada gênero fúngico, foram avaliados sistemas com lixiviado autoclavado e não autoclavado, inoculados e não inoculados, incubados por 14 dias sob agitação. As análises foram realizadas nos tempos inicial, intermediário e final, contemplando parâmetros físico-químicos, metais tóxicos, contagem de unidades formadoras de colônias, esporulação, massa seca da biomassa fúngica e ensaios de toxicidade com sementes de *Allium cepa*. Na avaliação toxicológica, foram determinados os índices macroscópicos de toxicidade, índice de germinação residual normalizado e índice de alongamento radicular residual normalizado, e os índices microscópicos, índice mitótico, aberrações cromossômicas e índice de mutagenicidade. Os resultados indicaram que a resposta à micorremediação variou conforme o fungo empregado, a condição experimental e o parâmetro analisado. De modo geral, *Candida sp.* e *Saccharomyces sp.* apresentaram os resultados mais promissores. Para *Candida sp.*, destacaram-se reduções de até 75% na turbidez, principalmente no sistema não autoclavado inoculado, de até 71% no zinco, no sistema autoclavado inoculado, e de até 82% no índice de germinação residual normalizado, no sistema não autoclavado inoculado. Para *Saccharomyces sp.*, observaram-se reduções de até 53% na DQO, principalmente no sistema autoclavado inoculado, além de reduções de zinco nos sistemas autoclavado inoculado e não autoclavado inoculado e de até 79% nos índices macroscópicos de toxicidade, principalmente no sistema não autoclavado inoculado. *Aspergillus sp.* apresentou efeito mais discreto sobre os parâmetros físico-químicos, com redução máxima de 30% na DQO no sistema não autoclavado inoculado, embora tenha promovido redução pontual dos índices macroscópicos de toxicidade no sistema autoclavado inoculado. *Penicillium sp.* apresentou comportamento mais variável, com redução da turbidez no sistema não autoclavado inoculado e reduções de cor aparente, zinco e índices macroscópicos de toxicidade no sistema autoclavado inoculado, embora também tenham sido observados aumentos de alguns parâmetros. Conclui-se que a micorremediação apresenta potencial para melhorar a qualidade do lixiviado de aterro sanitário, especialmente com o uso de leveduras autóctones, embora sua eficiência dependa do microrganismo empregado, das condições experimentais e do parâmetro avaliado.

Palavras-chave: Tratamento de efluentes; Micorremediação; Índices Macroscópicos e Microscópicos de Toxicidade; Bioindicador.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the potential of autochthonous fungi isolated from landfill leachate in reducing the toxicity of this effluent. The leachate was collected from the primary treatment pond of the Solid Waste Treatment Center of Londrina, Paraná, and was initially characterized through the determination of physicochemical parameters. Subsequently, the isolation and identification, at the similarity level, of the autochthonous fungi present in the leachate were performed. From 43 fungal colonies obtained, 23 were selected based on recurrence, and four genera were later chosen for the mycoremediation assays: *Candida* sp., *Saccharomyces* sp., *Aspergillus* sp., and *Penicillium* sp. The inocula were prepared in liquid medium and applied to experimental units containing leachate at concentrations of 0%, 25%, 50%, 75%, and 100%. For each fungal genus, systems with autoclaved and non-autoclaved leachate, inoculated and non-inoculated, were evaluated and incubated for 14 days under agitation. The analyses were performed at the initial, intermediate, and final times, comprising physicochemical parameters, toxic metals, colony-forming unit counts, sporulation, dry mass of fungal biomass, and toxicity assays with *Allium cepa* seeds. In the toxicological evaluation, the macroscopic toxicity indices, normalized residual germination index and normalized residual root elongation index, and the microscopic indices, mitotic index, chromosomal aberrations, and mutagenicity index, were determined. The results indicated that the response to mycoremediation varied according to the fungus used, the experimental condition, and the parameter analyzed. In general, *Candida* sp. and *Saccharomyces* sp. showed the most promising results. For *Candida* sp., reductions of up to 75% in turbidity were observed, mainly in the inoculated non-autoclaved system; up to 71% in zinc, in the inoculated autoclaved system; and up to 82% in the normalized residual germination index, in the inoculated non-autoclaved system. For *Saccharomyces* sp., reductions of up to 53% in COD were observed, mainly in the inoculated autoclaved system, in addition to zinc reductions in the inoculated autoclaved and inoculated non-autoclaved systems, and reductions of up to 79% in the macroscopic toxicity indices, mainly in the inoculated non-autoclaved system. *Aspergillus* sp. showed a more limited effect on physicochemical parameters, with a maximum reduction of 30% in COD in the inoculated non-autoclaved system, although it promoted a specific reduction in the macroscopic toxicity indices in the inoculated autoclaved system. *Penicillium* sp. showed a more variable behavior, with turbidity reduction in the inoculated non-autoclaved system and reductions in apparent color, zinc, and macroscopic toxicity indices in the inoculated autoclaved system, although increases in some parameters were also observed. It is concluded that mycoremediation has potential to improve the quality of landfill leachate, especially through the use of autochthonous yeasts, although its efficiency depends on the microorganism used, the experimental conditions, and the parameter evaluated.

Keywords: Wastewater treatment; Sanitary landfill; Macroscopic and Microscopic Toxicity Indices; Bioindicator.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Exemplo de rota feita pela coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos	21
Figura 2 – Representação da variação dos parâmetros pH, DQO, DBO ₅ , razão DBO/DQO e Nitrogênio em lixiviados jovem, intermediário e antigo	26
Figura 3 – Esquema representativo dos principais mecanismos de micorremediação, (a) biossorção; (b) bioacumulação; (c) biotransformação.....	32
Figura 4 – Efeitos fitotóxicos em sementes de <i>Allium cepa</i>	37
Figura 5 – Fases do ciclo celular: (a) Interfase; (b) Prófase; (c) Metáfase; (d) Anáfase; (e) Telófase	38
Figura 6 – Possíveis aberrações cromossômicas de células meristemáticas de <i>Allium cepa</i> : (a) Prófase com cromossomo retardatário; (b) Prófase com perda cromossômica; (c) C-Metáfase com perda cromossômica; (d) Metáfase com perda cromossômica; (e) Metáfase com cromossomos espalhados; (f) Anáfase multipolar; (g) Cromossomos pulverizados; (h) Anáfase com ponte cromossômica; (i) Anáfase com perda cromossômica; (j) Telófase com cromossomo retardatário; (j) Telófase com ponte cromossômica.....	38
Figura 7 – Possíveis mutagenicidades de células meristemáticas de <i>Allium cepa</i> : (a) Célula com brotamento; (b) Micronúcleo; (c) Minicélula; (d) Células lobuladas; (e) Célula binucleada	39
Figura 8 – Etapas metodológicas	40
Figura 9 – Lagoa de tratamento primário (a) e procedimento de coleta de lixiviado, sendo (b) a coleta na lagoa de tratamento primário e (c) acondicionamento do lixiviado em galões	45
Figura 10 –Procedimento realizado para isolamento e identificação fúngica	47
Figura 11 –Características fúngicas microscópicas	48
Figura 12 –Desenho esquemático da preparação dos sistemas experimentais para a micorremediação.....	51
Figura 13 –Equipamentos utilizados nas análises físico-químicas	53
Figura 14 –Equipamento utilizado nas análises de metais tóxicos.....	53
Figura 15 –Desenho esquemático da contagem de esporos	55

Figura 16 –Desenho esquemático da preparação das placas de Petri para a contagem de UFC	55
Figura 17 –Desenho esquemático do processo de determinação da massa seca da biomassa fúngica	56
Figura 18 –Desenho esquemático do ensaio de toxicidade	57
Figura 19 –Metodologia para o preparo das radículas para análise microscópica dos ensaios de toxicidade	59
Figura 20 –Demonstrativo do método de varredura	60
Figura 21 –Características macroscópicas e microscópicas de <i>Candida sp.</i> isolada do lixiviado	62
Figura 22 –Características macroscópicas e microscópicas de <i>Saccharomyces sp.</i> isolada do lixiviado	62
Figura 23 –Características macroscópica e microscópicas de <i>Aspergillus sp.</i> isolado do lixiviado	63
Figura 24 –Características macroscópica e microscópicas de <i>Penicillium sp.</i> isolada do lixiviado	64
Figura 25 – <i>Heatmap</i> dos parâmetros físico-químicos obtidos para a <i>Candida sp.</i> ao final dos ensaios de micorremediação (14 dias), considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados (AI-A e BI-B).....	67
Figura 26 – <i>Heatmap</i> dos parâmetros físico-químicos obtidos para a <i>Saccharomyces sp.</i> ao final dos ensaios de micorremediação (14 dias), considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados (AI-A e BI-B).....	72
Figura 27 – <i>Heatmap</i> dos parâmetros físico-químicos obtidos para o <i>Aspergillus sp.</i> ao final dos ensaios de micorremediação (14 dias), considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados (AI-A e BI-B).....	76
Figura 28 – <i>Heatmap</i> dos parâmetros físico-químicos obtidos para o <i>Penicillium sp.</i> ao final dos ensaios de micorremediação (14 dias), considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados (AI-A e BI-B).....	80
Figura 29 –Índices IGN e IER obtidos nos ensaios de toxicidade com <i>Allium cepa</i> para <i>Candida sp.</i> ao longo do processo de micorremediação.....	90

Figura 30 –Efeito fitotóxico observado na germinação das sementes de <i>Allium cepa</i> com o aumento da concentração de lixiviado submetido à micorremediação por <i>Candida sp.</i>	91
Figura 31 –Influência da inoculação de <i>Candida sp</i> no efeito fitotóxico referente ao alongamento radicular das sementes de <i>Allium cepa</i> no sistema BI e BI.....	92
Figura 32 –Índices IGN e IER obtidos nos ensaios de toxicidade com <i>Allium cepa</i> para <i>Saccharomyces sp.</i> durante o processo de micorremediação	94
Figura 33 –Índices IGN e IER obtidos nos ensaios de toxicidade com <i>Allium cepa</i> para <i>Aspergillus sp.</i> durante o processo de micorremediação	96
Figura 34 –Índices IGN e IER obtidos nos ensaios de toxicidade com <i>Allium cepa</i> para <i>Penicillium sp.</i> durante o processo de micorremediação	99
Figura 35 –Aberração cromossômica observada em células meristemáticas de semente de <i>Allium cepa</i> expostas as amostras de lixiviado utilizado neste estudo: (a) Perda cromossômica; (b) Cromossomos espalhados; (c) Ponte cromossômica; (d) Cromossomo retardatário; (e) Multipolar; (f) Cromossomos pulverizados.....	101
Figura 36 –Mutagenicidade cromossômica observada em células meristemáticas de semente de <i>Allium cepa</i> expostas as amostras de lixiviado utilizado neste estudo: (a) Minicélula; (b) Célula binucleada; (c) Célula com brotamento; (d) Micronúcleos.....	101
Figura 37 –Índices microscópicos obtidos para a <i>Candida sp.</i>	102
Figura 38 –Índices microscópicos obtidos para a <i>Saccharomyces sp.</i>	104
Figura 39 –Índices microscópicos obtidos para a <i>Aspergillus sp.</i>	106
Figura 40 –Índices microscópicos obtidos para a <i>Penicillium sp.</i>	107
Figura 41 – <i>Heatmap</i> dos resultados físico-químicos e de toxicidade macroscópica obtidos neste estudo, considerando as diferenças iniciais e finais da micorremediação.....	110

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Variação da composição físico-química de lixiviados de aterros sanitários urbanos em função da idade do aterro.....	25
Tabela 2 – Variação da composição físico-química do lixiviado de um aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos influenciado pelas variações sazonais.....	27
Tabela 3 – Parâmetros físico-químicos do lixiviado da CTR Maravilha	42
Tabela 4 – Metaloides analisados do lixiviado da CTR Maravilha no decorrer dos anos de 2023 a 2025	43
Tabela 5 – Nutrientes analisados do lixiviado da CTR Maravilha de 2023 a 2025 ..	43
Tabela 6 – Média dos resultados das análises físico-químicas do lixiviado autoclavado (A) e não autoclavado (B).....	64
Tabela 7 – Concentrações de metais tóxicos nos sistemas experimentais com <i>Candida sp.</i> nos dias 0 e 14 de micorremediação	69
Tabela 8 – Concentrações de metais tóxicos nos sistemas experimentais com <i>Saccharomyces sp.</i> nos dias 0 e 14 de micorremediação	73
Tabela 9 – Concentrações de metais tóxicos nos sistemas experimentais com <i>Aspergillus sp.</i> nos dias 0 e 14 de micorremediação	77
Tabela 10 – Concentrações de metais tóxicos nos sistemas experimentais com <i>Penicillium sp.</i> nos dias 0 e 14 de micorremediação.....	81
Tabela 11 – Análises quantitativas obtidas para a <i>Candida sp.</i> – contagem de UFC e massa seca da biomassa fúngica	84
Tabela 12 – Análises quantitativas obtidas para a <i>Saccharomyces sp.</i> – contagem de esporos e de UFC e massa seca da biomassa fúngica	85
Tabela 13 – Análises quantitativas obtidas para o <i>Aspergillus sp.</i> – contagem de esporos e de UFC e massa seca da biomassa fúngica	87
Tabela 14 – Análises quantitativas obtidas para o <i>Penicillium sp.</i> – contagem de esporos e de UFC e massa seca da biomassa fúngica	88

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Principais Unidades de Processamento de resíduos sólidos urbanos...	22
Quadro 2 – Comparação entre os principais métodos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário	30
Quadro 3 – Equações utilizadas para mensurar parâmetros macroscópicos de toxicidade	36
Quadro 4 – Níveis de toxicidade considerando os índices de germinação	36
Quadro 5 – Equações utilizadas para mensurar parâmetros microscópicos de toxicidade	37
Quadro 6 – Características culturais fúngicas	48
Quadro 7 – Parâmetros físico-químicos analisados neste estudo	54
Quadro 8 – Metais tóxicos analisados neste estudo	54
Quadro 9 – Síntese dos principais resultados obtidos nas análises macroscópicas de toxicidade	102

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Lixiviado Autoclavado
AC	Aberrações Cromossômicas
AI	Lixiviado Autoclavado Inoculado
ASP	<i>Aspergillus sp.</i>
ASS	Atomic Absorption Spectroscopy
B	Lixiviado Não Autoclavado
BI	Lixiviado Não Autoclavado Inoculado
CAN	<i>Candida sp.</i>
CE	Condutividade Elétrica
CN	Controle Negativo
COXs	Compostos Orgânicos Xenobióticos
CP	Controle Positivo
CRR	Crescimento Relativo da Radícula
CTR	Central de Tratamento de Resíduos Sólidos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EU	Unidade Experimental
FD	Fator Diluição
GRS	Germinação Relativa de Sementes
IG	Índice de Germinação
IGN	Índice de Germinação Residual Normalizado
IER	Índice de Alongamento Radicular Residual Normalizado
IM	Índice Mitótico
IMUT	Índice de Mutagenicidade
M	Melhora dos parâmetros
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
N	Neutro
P	Piora dos parâmetros
PEN	<i>Penicillium sp.</i>
POA	Processos Oxidativos Avançados
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos

SAC	<i>Saccharomyces sp.</i>
SINISA	Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
TG	Taxa de Germinação
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná
0	0%
25	25%
50	50%
75	75%
100	100%

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	17
2 OBJETIVOS	19
2.1.1 Objetivo geral	19
2.1.2 Objetivos específicos	19
3 REVISÃO DE LITERATURA	20
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	20
3.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO URBANO	22
3.3 MÉTODOS CONVENCIONAIS E NOVAS TECNOLOGIAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO	27
3.4 MICORREMEDIAÇÃO	30
3.5 ENSAIOS DE TOXICIDADE COM SEMENTES DE <i>ALLIUM CEPA</i>	34
4 MATERIAL E MÉTODOS	40
4.1 DESENHO DO ESTUDO	40
4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE COLETA	41
4.3 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO	45
4.4 ISOLAMENTO E IDENTIFICAÇÃO DE FUNGOS AUTÓCTONES	46
4.5 PREPARAÇÃO DO INÓCULO	50
4.6 PREPARO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS	50
4.7 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	53
4.8 ANÁLISES QUANTITATIVAS	55
4.9 ENSAIOS DE TOXICIDADE	57
4.9.1 Análise macroscópica	58
4.9.2 Análise microscópica	59
4.9.2.1 Preparação das radículas	59
4.9.2.2 Análise de lâminas	61
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
5.1 FUNGOS AUTÓCTONES UTILIZADOS NA MICORREMEDIAÇÃO	62
5.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	65
5.2.1 Comparação entre o lixiviado autoclavado e não autoclavado	65
5.2.2 Características físico-químicas antes e após o processo de micorremediação	67
5.3 ANÁLISE QUANTITATIVA	84
5.4 ENSAIO DE TOXICIDADE	90

5.4.1 Análise macroscópica.....	90
5.4.2 Análise microscópica.....	103
5.5 ANÁLISE DOS RESULTADOS	111
6 CONCLUSÕES	115
6.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	117
REFERÊNCIAS.....	118
APÊNDICE 1 – IDENTIFICAÇÃO FÚNGICA A NÍVEL DE SEMELHANÇA	138
APÊNDICE 2 – RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS	144
APÊNDICE 3 – RESULTADOS MACROSCÓPICOS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE	148
APÊNDICE 4 – RESULTADOS DAS ANALISES MICROSCÓPICAS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE	155

1 INTRODUÇÃO

O gerenciamento adequado dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) enfrenta desafios significativos, principalmente devido à forma como os produtos são fabricados e consumidos. Com o foco em atender a uma demanda crescente, muitos produtos são rapidamente incorporados aos hábitos diários e logo se tornam obsoletos, resultando em grandes quantidades de resíduos.

No Brasil, estima-se que, em 2024, foram geradas cerca de 88,1 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) (SINISA, 2025). Desse total, aproximadamente 85,5% (69,7 milhões de toneladas) foram encaminhados para a disposição final, sendo que cerca de 59,7% dessa quantidade foi destinada aos aterros sanitários, de acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2025).

A disposição final de RSU em aterros sanitários representa a principal forma de manejo adotada no país (SNIS, 2021). Esses empreendimentos são projetados para controlar e minimizar os impactos ambientais, especialmente aqueles associados à geração de efluentes líquidos e gasosos. Durante o processo de decomposição dos resíduos, forma-se um efluente líquido de alta carga orgânica e inorgânica conhecido como lixiviado.

Caracterizado por sua cor escura, odor desagradável e elevadas concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), o lixiviado contém substâncias complexas e tóxicas, como substâncias húmicas, fenóis, metais tóxicos, nitrogênio amoniacal e micropoluentes emergentes. A complexidade química desse efluente varia conforme a idade do aterro, condições ambientais e natureza dos resíduos depositados, tornando seu tratamento um desafio técnico e ambiental (Ribeiro; Mendes, 2018; Silva *et al.*, 2022; Andrade, 2022; Aquino, 2022).

Uma forma de reduzir o potencial poluidor do lixiviado é a aplicação da biorremediação, uma técnica que usa microrganismos para transformar poluentes em substâncias menos nocivas e que tem se destacado como uma alternativa eficaz para o tratamento de contaminantes. A seleção apropriada de organismos é crucial para a eficácia desse processo. Além disso, a microrremediação, que utiliza fungos e seus produtos metabólicos extracelulares (como enzimas ligninolíticas), apresenta-se como uma abordagem ecossustentável para tratar contaminantes devido à sua capacidade

de adaptação e eficiência na degradação de poluentes tóxicos (Kao, 2023).

A literatura tem explorado a relação entre a micorremediação e as características do lixiviado, destacando o potencial dos fungos na remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos. Estudos como os de Hassan et al. (2020), Siracusa et al. (2020) e Ikechi-Nwogu e Akpan (2022) evidenciaram a aplicação desses organismos na redução da concentração de metais, nitrogênio, carbono e outros compostos tóxicos presentes no efluente.

Para obter uma compreensão mais profunda da eficiência da micorremediação aplicada no lixiviado, pode-se recorrer à ensaios de toxicidade, que utilizam organismos vivos para avaliar a toxicidade do efluente. Dentre os organismos indicados, a cebola (*Allium cepa*) destaca-se por sua alta sensibilidade, baixo custo, facilidade de cultivo e aplicabilidade em análises de fitotoxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade. O bioensaio com *Allium cepa* é amplamente utilizado para avaliação de diversos poluentes ambientais, incluindo metais tóxicos, pesticidas e efluentes industriais (Fiskesjö, 1985; Sommaggio, 2016; Oliveira, 2021; Ghisi et al., 2023; Urata et al., 2025).

A partir do exposto, parte-se da hipótese de que fungos autóctones isolados de lixiviado de aterro sanitário apresentam potencial para reduzir a toxicidade desse efluente, por estarem previamente adaptados às suas condições físico-químicas e à presença de compostos tóxicos. Assim, espera-se que esses microrganismos contribuam para alterações nos parâmetros físico-químicos e toxicológicos do lixiviado.

2 OBJETIVOS

2.1.1 Objetivo geral

Avaliar o potencial da micorremediação, utilizando fungos autóctones, na redução da toxicidade do lixiviado de aterro sanitário de resíduos sólidos.

2.1.2 Objetivos específicos

- Isolar e selecionar fungos autóctones com potencial biorremediador para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário;
- Caracterizar o lixiviado antes e após o processo de micorremediação, considerando parâmetros físico-químicos;
- Avaliar o crescimento e o desenvolvimento dos isolados fúngicos selecionados ao longo da micorremediação, por meio da determinação de biomassa, Unidades Formadoras de Colônias (UFC) e esporulação;
- Avaliar a redução da toxicidade do lixiviado após a micorremediação, utilizando semente de *Allium cepa* como bioindicadoras;
- Correlacionar os dados físico-químicos, biológicos e de toxicidade obtidos para cada isolado fúngico.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

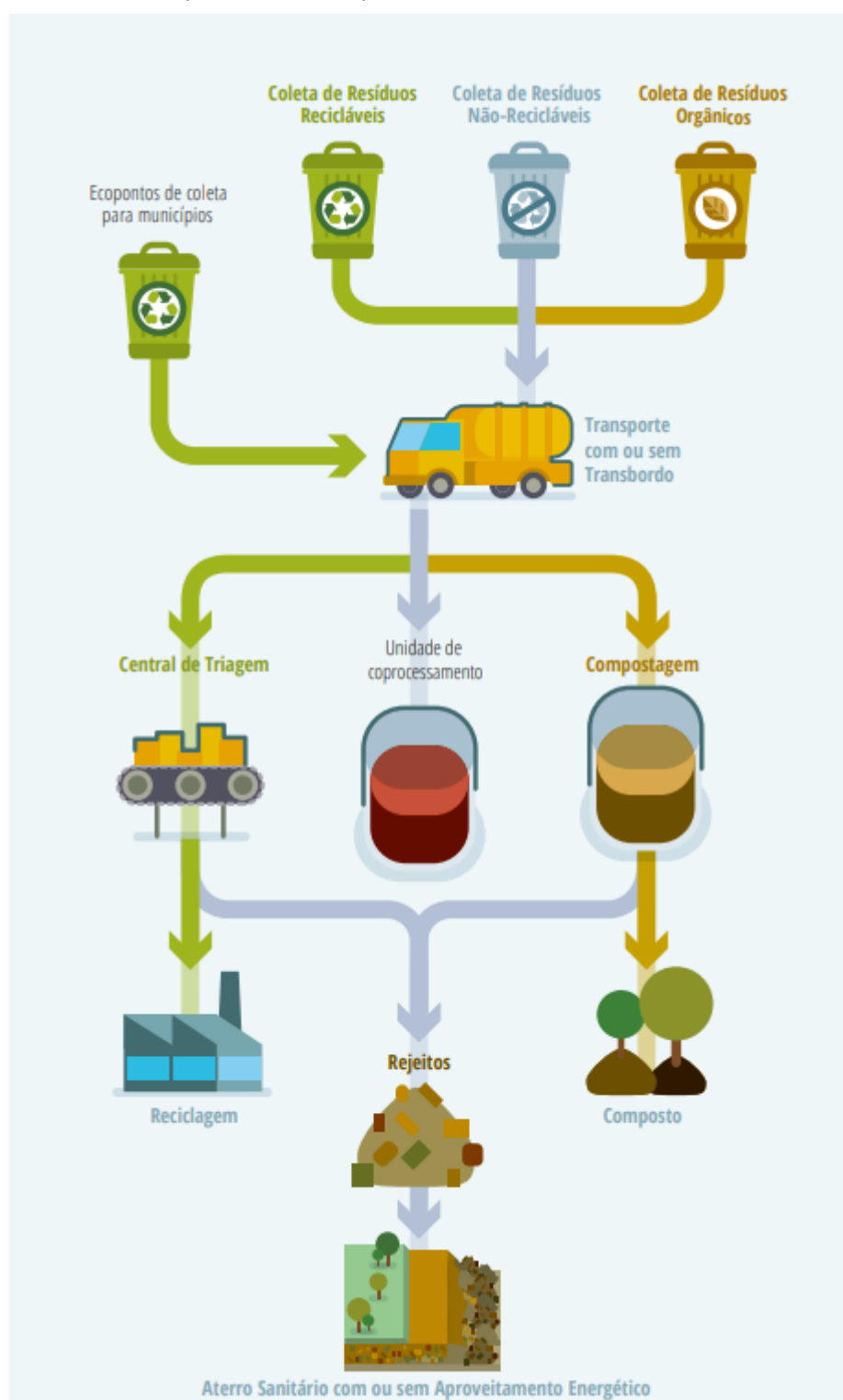
Os resíduos sólidos podem ser classificados segundo diferentes critérios, incluindo sua natureza física (secos ou molhados), composição química (orgânicos ou inorgânicos), periculosidade e origem (industrial, de saúde, da construção civil, entre outros). No contexto da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010), os RSU são definidos como aqueles provenientes das atividades domésticas e da limpeza urbana, que, após o uso, necessitam ser coletados e encaminhados para tratamento e disposição final ambientalmente adequada (Brasil, 2010; Nascimento et al., 2015).

A gestão dos RSU representa um desafio premente na sociedade atual. O aumento populacional, a expansão urbana e as mudanças nos padrões de consumo têm intensificado a geração de resíduos e ampliado os impactos associados à sua disposição inadequada, comprometendo a qualidade ambiental e a saúde pública. Estudos conduzidos por Lange (2006), Conceição e Teixeira (2021) e Pesenti (2023) evidenciam que a produção de RSU está diretamente relacionada a variáveis socioeconômicas, tais como desenvolvimento industrial, renda, hábitos de consumo e processos de urbanização, influenciando significativamente a quantidade e composição dos resíduos ao longo do tempo.

Com a modificação crescente nos padrões de geração de RSU, torna-se essencial implementar práticas de gestão integradas, englobando a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final ambientalmente segura. Segundo o SINISA, a coleta de RSU se difere entre coleta indiferenciada (convencional) e coleta seletiva (diferenciada), ambas coletas podem ser realizadas porta a porta, onde os resíduos são coletados em cada unidade (forma direta), ou ponto a ponto, onde os resíduos são coletados em eco pontos de uso coletivo (forma indireta).

Na coleta indiferenciada os resíduos são recolhidos sem separação prévia por tipo de material. Já na coleta seletiva, é realizado o manejo dos resíduos recicláveis pelos geradores, onde os RSU devem ser segregados entre resíduos recicláveis secos e resíduos recicláveis orgânicos. No Brasil, apenas 37,1% da população total é coberta com a coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares (SINISA, 2024). Os resíduos coletados são encaminhados para Unidades de processamento (Figura 1).

FIGURA 1 – Exemplo de rota feita pela coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos



FONTE: SINISA (2024).

As principais unidades de processamento de RSU estão apresentadas no Quadro 1.

QUADRO 1 – Principais Unidades de Processamento de resíduos sólidos urbanos

Unidades de Processamento	Descrição
Unidades de Transferência	Instalação intermediária de processamento também conhecida como unidade de transbordo. É onde ocorre a transferência de RSU coletados para veículos de transporte de maior porte.
Unidades de Tratamento	Instalações em que RSU são submetidos a processos físicos, químicos e/ou biológicos para recuperação e redução de volumes e capacidade de poluição, como: Unidade de triagem, Unidade de compostagem, Unidade de transbordo e triagem de resíduos da construção civil e volumosos, Unidade de manejo de resíduos de áreas verdes, entre outros.
Unidades de Disposição Final	Locais de disposição final de resíduos sólidos classificados como rejeitos, ou seja, sem possibilidade e/ou viabilidade de aproveitamento. Contempla: Aterro de Inertes, Aterro sanitário, Aterro Controlado e Lixão.

FONTE: SINISA (2024).

No Brasil, os aterros sanitários representam a principal forma de disposição final adequada, sendo implantados conforme normas técnicas e operacionais específicas para evitar riscos à saúde pública, garantir a segurança e minimizar os impactos ambientais adversos (Brasil, 2010).

Segundo Andrade (2022), os aterros sanitários desempenham um papel fundamental na gestão de resíduos, reduzindo ao máximo os possíveis impactos negativos gerados durante o processo de decomposição dos RSU, por meio da captação e queima ou aproveitamento energético do biogás, assim como da coleta e manejo adequado do lixiviado.

3.2 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO URBANO

Os aterros sanitários são obras de engenharia destinadas à disposição final ambientalmente adequada de RSU. Para garantir a segurança ambiental e sanitária, esses sistemas seguem normas operacionais específicas que incluem a impermeabilização do solo; a coleta e aproveitamento ou queima de biogás; a drenagem, coleta e tratamento de lixiviado; a cobertura diária dos resíduos depositados; além de contar com monitoramento ambiental e geotécnico da área (ABRELPE, 2007; ABRELPE 2023).

Os autores Souto (2009) e Moravia (2010) explicam a origem do lixiviado de aterros sanitários. Esse efluente se origina do produto líquido da decomposição da matéria orgânica sólida, por meio de processos físicos, químicos e biológicos sofridos pelos resíduos sólidos em um sistema fechado (sem trocas de matéria com o exterior),

denominado chorume. Portanto, o lixiviado é a mistura do chorume com a água que infiltra na massa de resíduos sólidos no aterro.

Dessa forma, o lixiviado pode ser descrito como um efluente escuro, de odor intenso, composto por água de infiltração, extratos solúveis e suspensos da massa de resíduos, bem como pelos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos. Trata-se de um líquido com elevada carga orgânica e inorgânica, contendo substâncias húmicas e fúlvicas, metais tóxicos, nitrogênio amoniacal, compostos voláteis e diversos poluentes recalcitrantes, o que torna seu tratamento um desafio ambiental significativo (Moravia, 2010; Aquino, 2022).

Existem diversos fatores que influenciam a geração e a composição do lixiviado, como destacado por Moravia (2010) e Aquino (2022):

- Fatores climáticos – Regime e precipitação pluviométrica, evapotranspiração, temperatura e clima;
- Características da camada de cobertura - Umidade, vegetação e declividade;
- Característica dos resíduos – Composição gravimétrica, permeabilidade, granulometria, umidade, idade do resíduo e pré-tratamento.
- Características do aterro – Aspectos construtivos das células, balanço hídrico, grau de compactação dos resíduos, método de impermeabilização de fundo do local, propriedades do terreno e recirculação;
- Processos internos – Como hidrólise, adsorção, biodegradação, diluição, redução, troca iônica, tempo de contato, geração e transporte de gás.

Devido à variabilidade desses fatores, a composição do efluente pode variar significativamente entre diferentes locais dentro do mesmo aterro ou até mesmo ao longo do tempo, dificultando sua caracterização, especialmente quanto à sua composição química. Ainda assim, sabe-se que esse efluente consiste em uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas, além de diversas espécies de microrganismos (Andrade, 2022; Moravia, 2010).

Segundo Christensen et al. (2001) e Moravia (2010), os poluentes presentes no lixiviado podem ser classificados em cinco grupos principais:

1. Matéria orgânica dissolvida (MOD);
2. Macro componentes inorgânicos – Íons como cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+), amônio (NH_4^+), ferroso (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), cloro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-);
3. Metais tóxicos – Como cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni), zinco (Zn);
4. Compostos orgânicos xenobióticos (COXs) - Originários de resíduos domésticos e químicos presentes em baixas concentrações, como hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, compostos alifáticos clorados e pesticidas;
5. Outros componentes – Incluem boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio, cobalto, entre outros, encontrados em concentrações muito baixas, além de microrganismos.

Além desses grupos de substâncias, o lixiviado pode contar uma ampla variedade de compostos ainda não identificados, cujos efeitos toxicológicos permanecem pouco compreendidos. Esses compostos podem ser transportados para águas subterrâneas e superficiais, bem como para o solo, resultando em impactos negativos, como mortalidade de organismos aquáticos, eutrofização, assoreamento, poluição visual, intoxicação humana, entre outros (Rigobello et al., 2015).

Adicionalmente, o lixiviado caracteriza-se por elevada recalcitrância, decorrente da presença de compostos orgânicos de difícil degradação e de metais potencialmente tóxicos. Essa combinação favorece sua persistência no ambiente e a ocorrência de efeitos tóxicos crônicos, o que torna seu tratamento um desafio e reforça a necessidade de abordagens específicas e mais eficientes (Aquino, 2022; Silva, 2023).

A composição do lixiviado também apresenta estreita relação com a idade do aterro sanitário, aspecto relevante para a seleção de processos de tratamento adequados. Também há uma forte relação entre a idade do aterro e algumas características da composição do lixiviado. Conhecer a idade do aterro auxilia na escolha de processos de tratamento. Segundo Reis (2014), o lixiviado é frequentemente classificado como jovem, intermediário ou antigo/ velho, de acordo

com a idade do aterro. A autora ainda ressalta que essa classificação não é sistemática, visto que fatores climáticos podem influenciar a velocidade de degradação dos resíduos, tornando o efluente mais novo ou mais velho independentemente da idade do aterro. Na Tabela 1 é apresentado um comparativo da composição do lixiviado com o passar dos anos.

TABELA 1 – Variação da composição físico-química de lixiviados de aterros sanitários urbanos em função da idade do aterro

Parâmetro	< 5 anos	5 – 10 anos	10 – 20 anos
pH	3,00 - 6,00	6,00 - 7,00	7,00 - 7,50
SST mg/L	960 - 1700	480	13 - 1480
TDS mg/L	10000 - 25000	5000 - 10000	2000 - 5000
DQO mg/L	411 - 70900	190 - 5350	100 - 1585
DBO ₅ mg/L	36 - 27000	6 - 1270	3 - 275
DBO ₅ /DQO	0,20 - 0,38	0,20 - 0,33	0,01 - 0,25
Cloro mg/L	160 - 2620	130 - 2135	100 - 2000
Sulfato mg/L	7,20 - 1950	21 - 445	50 - 200
Cálcio mg/L	2000 - 4000	500 - 2000	300 - 500
Cloreto mg/L	1000 - 3000	500 - 2000	100 - 500
Nitrogênio µg/l	500 - 1500	300 - 500	50 - 200
Cádmio µg/l	0,10 - 11,00	0,10 - 4,00	-
Cromo µg/l	33 - 1436	28 - 284	-
Cobre µg/l	3 - 2423	11 - 157	-
Chumbo µg/l	0,60 - 1047	0,90 - 56	-
Magnésio e Ferro µg/l	500 - 1500	500 - 1000	100 - 500
Níquel µg/l	10 - 661	22 - 154	-
Sódio e Potássio µg/l	2000 - 4000	500 - 1500	100 - 500
Zinco µg/l	100 - 200	50 - 100	10 - 50

SST = Sólidos Suspensos Totais; TDS = Total de Sólidos Dissolvidos; DQO = Demanda Química de Oxigênio; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio.

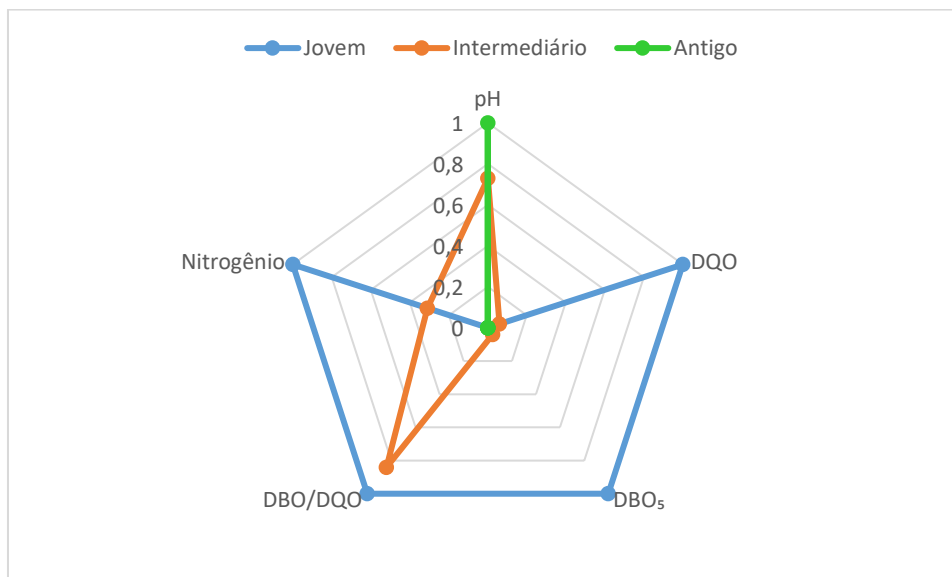
FONTE: Baseado em El-Fadel et al. (2002); Renou et al. (2008); Brennan et al. (2016); Lebron et al. (2021) Santos et al. (2023).

Segundo Renou et al. (2008), Brennan et al. (2016) e Santos et al. (2023), aterros com menos de 5 anos são considerados jovens; entre 5 e 10 anos, intermediários; e acima de 10 anos, antigos ou velhos.

Além disso, é possível estimar a maturidade do aterro por meio da razão DBO/DQO. El-Fadel et al. (2002) explicam que a DQO representa a quantidade total de matéria oxidável no lixiviado, enquanto a DBO corresponde apenas à fração biodegradável. Assim, a razão DBO/DQO indica a biodegradabilidade da matéria orgânica e, conseqüentemente, a maturidade do efluente. Valores superiores a 0,5 indicam instabilidade; valores entre 0,1 e 0,5 caracterizam estabilidade moderada; e valores inferiores a 0,1 indicam estabilidade.

A Figura 2 sintetiza o comportamento dos principais parâmetros do lixiviado (pH, DQO, DBO₅, razão DBO/DQO e Nitrogênio) conforme a idade do aterro.

FIGURA 2 – Representação da tendência da variação dos parâmetros pH, DQO, DBO₅, razão DBO/DQO e Nitrogênio em lixiviados jovem, intermediário e antigo.



FONTE: Baseado em El-Fadel et al. (2002); Renou et al. (2008); Brennan et al. (2016); Lebron et al. (2021) Santos et al. (2023).

Observa-se na figura que o efluente jovem apresenta os maiores valores relativos de DQO, DBO₅ e Nitrogênio, indicando maior carga orgânica e predominância de compostos biodegradáveis. À medida que o aterro envelhece, esses parâmetros diminuem de forma acentuada, refletindo a redução da matéria orgânica disponível e o aumento da fração recalcitrante. A razão DBO/DQO acompanha esse comportamento, evidenciando a estabilização progressiva do lixiviado ao longo do tempo. O pH segue tendência oposta, aproximando-se da neutralidade nos efluentes mais antigos.

Santos et al. (2023) estudaram a influência das variações sazonais entre a estação seca (abril – setembro) e a estação chuvosa (outubro – março) sob as características físico-químicas do lixiviado de um aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos em Portugal. As alterações nas concentrações de pH, condutividade elétrica (CE), sólidos suspensos totais (TSS), DBO, DQO, cloreto, nitratos, nitritos, nitrogênio total, potássio, cálcio, ferro, manganês, sulfato, sódio, amônio, magnésio e metais tóxicos observadas pelos autores nas duas estações estão dispostas na Tabela 2.

TABELA 2 – Variação da composição físico-química do lixiviado de um aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos influenciado pelas variações sazonais

Parâmetro	Estação Seca	Estação Chuvosa
pH	8,10	7,90
SST mg/l	423	380
DBO ₅ mg/l	780	995
DQO mg/l	5840	5610
DBO ₅ /DQO	0,23	0,24
CE mS/cm	27,6	22,2
Cloreto mg/l	3381	2315
Nitratos mg/l	43,0	98,9
Nitritos mg/l	0,80	0,80
Nitrogênio Total mg/l	2045	1750
Potássio mg/l	1760	1400
Cálcio mg/l	128	175
Ferro mg/l	8,75	13,0
Manganês mg/l	0,71	0,84
Sulfato mg/l	670	281
Sódio mg/l	2525	2406
Amônio mg/l	2325	1480
Magnésio mg/l	92,5	93,0
Cádmio mg/l	128	175
Cromo Total mg/l	1,08	0,61
Cobre mg/l	0,10	0,10
Chumbo mg/l	0,25	0,15
Níquel mg/l	0,25	0,39
Zinco mg/l	0,50	0,50

SST = Sólidos Suspensos Totais; TDS = Total de Sólidos Dissolvidos; DQO = Demanda Química de Oxigênio; DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio; CE = Condutividade Elétrica.

FONTE: Adaptado Santos et al. (2023)

Os autores observaram que, durante a estação chuvosa, diversos parâmetros apresentaram redução em seus valores, indicando que a sazonalidade exerce influência significativa sobre a composição físico-química do lixiviado.

3.3 MÉTODOS CONVENCIONAIS E NOVAS TECNOLOGIAS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO

Os processos de tratamento de efluentes geralmente concentram ou removem os poluentes (processos de separação e adsorção) ou promovem sua degradação, por meio de processos oxidativos, biológicos ou pirolíticos (Mannarino et al., 2006). No caso do lixiviado, os tratamentos são comumente agrupados em físico-químicos e biológicos.

Segundo Martins et al. (2010) e Siracusa et al. (2020), tanto o tratamento físico-químico quanto o biológico, quando aplicados isoladamente, apresentam limitações de eficiência no tratamento de lixiviado, principalmente por dois motivos: a

presença significativa de moléculas orgânicas de elevado peso molecular; e os efeitos inibidores de compostos orgânicos, sais inorgânicos e metais sobre os microrganismos responsáveis pela degradação biológica. Além disso, processos físico-químicos costumam ser técnicas intensivas e de alto custo e podem até aumentar a toxicidade, devido ao acúmulo de metabólitos secundários, muitas vezes mais tóxicos do que os poluentes originais.

Segundo Felici (2010) tratamentos físico-químicos incluem processos de coagulação, floculação, sedimentação ou flotação, adsorção ou de separação por membranas e precipitação química. Esses métodos geralmente apresentam maior eficiência na remoção de compostos recalcitrantes quando comparados aos tratamentos biológicos, no entanto, costumam gerar lodo, uma vez que as substâncias removidas não são degradadas, gerando uma fase sólida que também necessita de tratamento e disposição adequada.

Dentre os tratamentos físico-químicos alternativos, os processos oxidativos avançados (POA) têm sido utilizados. Os POA são processos de oxidação rápida que envolve a geração de radicais hidroxila, que possuem alta capacidade de destruição de poluentes orgânicos (Reis, 2014; Dantas, 2021; Lavudya *et al.*, 2023; Quirino *et al.*, 2025; Rashdi *et al.*, 2025).

Já o trabalho realizado por Sá, Jucá e Sobrinho (2012) utilizou outro tratamento físico-químico alternativo para reduzir as concentrações de contaminantes do lixiviado, a destilação solar, diminuindo, principalmente, os teores de amônia e de DQO. Os autores explicam que:

“O processo se realiza da seguinte forma: a radiação solar atravessa o vidro e aquece o líquido, promovendo a sua evaporação. O vapor sobe e condensa ao entrar em contato com o vidro mais frio. O líquido condensado escorre pela superfície interna do vidro até ser coletado nas canaletas, deixando para trás os sais, outros minerais e a maioria das impurezas, incluindo microorganismos nocivos à saúde” (SÁ, JUCÁ, SOBRINHO, 2012, p. 3).

Os tratamentos biológicos são indicados devido ao baixo custo e à facilidade de operação. Apresentam maior eficiência na degradação de lixiviados com alta carga de material biodegradável e baixa concentração de nitrogênio amoniacal, características típicas de lixiviados mais novos (Scandelai *et al.*, 2021).

No Brasil, o método mais utilizado para tratar o lixiviado é a lagoa de estabilização em série. Lagoas de estabilização são reservatórios que favorecem diferentes condições de oxigênio e microrganismos para degradar a matéria orgânica e reduzir contaminantes. Normalmente essas lagoas são compostas pela Lagoa Anaeróbia – promove a degradação da matéria orgânica sem oxigênio, Lagoa Facultativa – combina ambientes aeróbios (superfície) e anaeróbios (no fundo), e Lagoa de Polimento (Maturação) – estágio final do tratamento que melhora a qualidade do efluente (Silva, 2007; Nakamura, 2012; Lemos, 2015; Santos, 2022).

Apesar de alguns estudos demonstrarem eficiência com esse tratamento (Martins *et al.*, 2010; FUJIOKA, 2020; SANTOS 2022), as principais desvantagens são a necessidade de grandes áreas para instalação dos reservatórios, o longo tempo de duração do tratamento e a influência das variações climáticas no tratamento, que é feito a céu aberto (Santos, 2022). A autora Dias (2012) orienta que o tratamento em lagoas de estabilização, mesmo quando demonstrando elevada eficiência, necessitam de conjugação de etapas físico-químicas ao tratamento.

A biorremediação tem explorado o uso de organismos para a remoção de metais tóxicos e radionuclídeos do ambiente, inclusive de soluções aquosas (Calfa e Torem, 2007; Pande, 2022; Riaz et al., 2024). Diversos organismos, como bactérias, fungos, leveduras e algas, mostraram-se eficazes na captura desses contaminantes em grandes quantidades. Um exemplo é a utilização de wetlands (zonas úmidas - técnica que simula sistemas naturais formados por leitos de plantas aquáticas) (Oliveira, 2020; Maine, 2022; Gutierrez et al., 2024). Segundo Mannarino et al. (2006), essa técnica promove a absorção de nutrientes pelas plantas e facilita a degradação de material orgânico por microrganismos presentes no solo e aderidos às raízes.

Outro exemplo é a utilização de fungos para reduzir o potencial poluidor do lixiviado, como a pesquisa de Zegzouti et al. (2020) que avaliou a capacidade do fungo *Aspergillus flavus* na remoção de matéria orgânica e nitrogênio do lixiviado de aterro sanitário. Essa abordagem é conhecida como micorremediação (Das et al., 2025, Chakraborty et al., 2025).

De forma geral, os diferentes métodos utilizados no tratamento de lixiviados apresentam vantagens e limitações específicas, que variam conforme a composição do efluente e os objetivos do tratamento. O Quadro 2 apresenta uma comparação entre os principais métodos encontrados na literatura.

QUADRO 2 – Comparação entre os principais métodos de tratamento de lixiviado de aterro sanitário

Tipo	Tratamento	Vantagens	Limitações	Aplicabilidade
Físico-químicos	Coagulação/ Floculação	Alta eficiência para compostos recalcitrantes; rápida ação	Alto custo; geração de lodo; podem aumentar a toxicidade	Muito utilizados em aterros brasileiros; exigem destinação do lodo
	POAs (Processos Oxidativos Avançados)	Degradam moléculas complexas; alta eficiência	Custo elevado; podem requerer pós-tratamento	Boa alternativa combinada com biológicos
	Destilação Solar	Sistema simples e de baixo custo energético	Depende de condições climáticas, gera resíduos concentrados	Eficaz na remoção de sais, metais e parte da matéria orgânica não volátil
Biológicos	Lagoas de estabilização	Baixo custo; operação simples	Elevada área de construção, processo lento e dependência climática	Pode ser utilizado em outros tipos de efluentes
	Biorremediação	Sustentável; baixo custo; adaptabilidade biológica	Variabilidade operacional, processo mais lento	Pode ser utilizado em outros tipos de efluentes
	Micorremediação	Sustentável; baixo custo; tolerância a contaminantes	Processo mais lento; depende da espécie	Promissora para efluentes complexos e com metais

FONTE: Baseado em Kao, 2023; Dantas, 2021; Scandelai et al., 2021; Siracusa et al., 2020; Lemos, 2015; Reis, 2014; Moravia, 2010; Martins et al., 2010; Felici, 2010.

A partir da comparação apresentada, observa-se que a micorremediação reúne características particularmente relevantes para lixiviados complexos e recalcitrantes, justificando sua investigação como alternativa de tratamento.

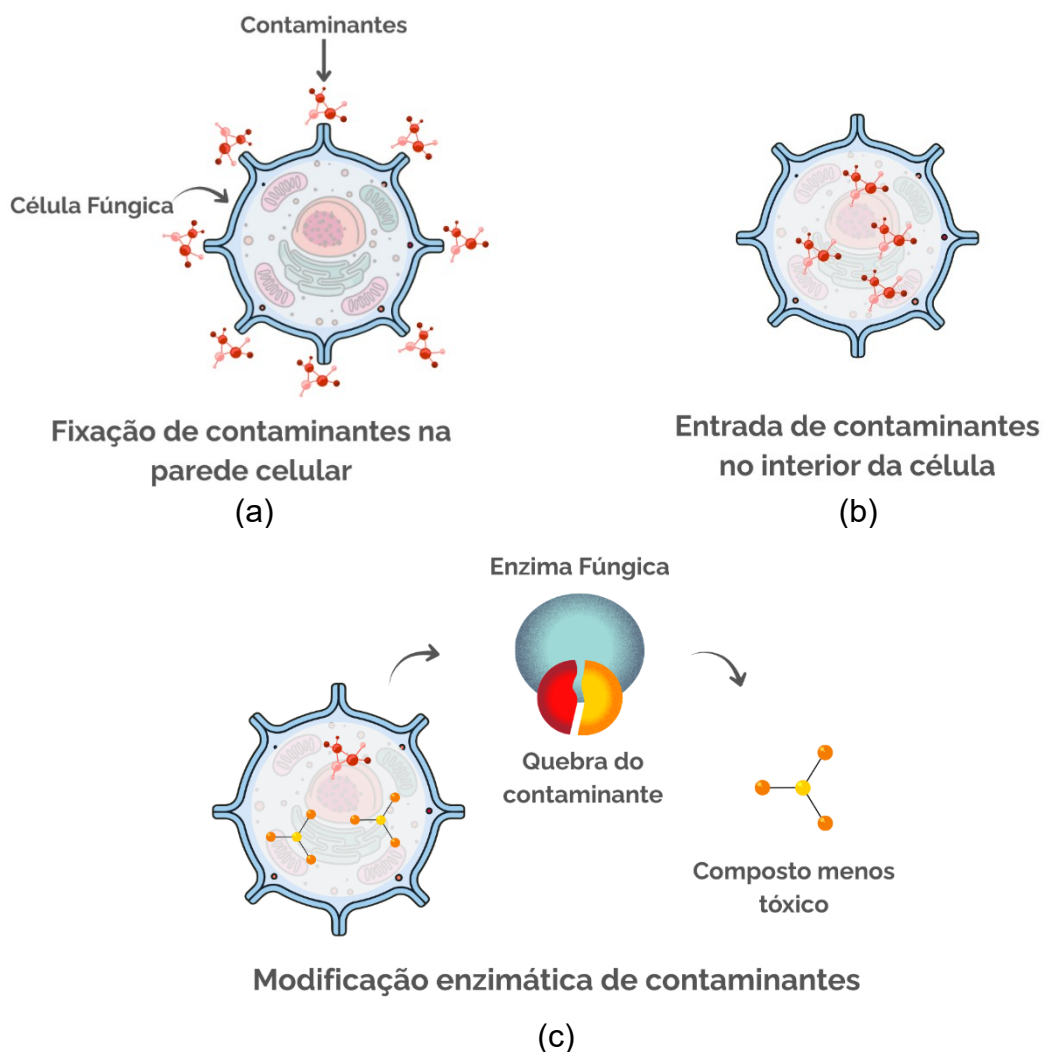
3.4 MICORREMEDIAÇÃO

A micorremediação é uma técnica que utiliza fungos e/ou seus produtos metabólicos para reduzir o potencial poluidor de diferentes contaminantes (Kao, 2023). Esses organismos são fundamentais na produção de diversos ácidos orgânicos, como o ácido cítrico, além de fármacos, como antibióticos e enzimas, incluindo celulasas, lacases, xilanasas, pectinases e amilases (Bezerra, 2015).

Os fungos podem ser classificados em dois grupos principais: unicelulares (leveduras) e multicelulares (filamentosos). Essas categorias apresentam diferenças morfológicas e funcionais distintas. Ambos os tipos são capazes de acumular não apenas micronutrientes essenciais, como cobre e zinco, mas também metais tóxicos, como urânio, níquel, cádmio, estanho e mercúrio, em concentrações superiores às necessárias para suas funções nutricionais. A eficácia da biomassa fúngica como agente micorremediador, que envolve a interação físico-química não específica entre metais ou radionucleídeos e componentes celulares, tem reconhecimento, especialmente no tratamento de águas contaminadas por esses contaminantes (Shao et al., 2025; Bishnoi; Abbas et al., 2014; Garima, 2005; Kapoor e Viraraghavan, 1995).

O processo de micorremediação pode ocorrer por diferentes mecanismos, dependendo do gênero envolvido e do tipo de contaminante. Entre os mecanismos mais relatados estão a biossorção (Figura 3.a), que consiste na fixação de metais ou moléculas orgânicas na superfície celular, e a bioacumulação (Figura 3.b), na qual os contaminantes são internalizados e armazenados no interior da célula (Ahemad; Kibret, 2013; Gadd, 2009). A biotransformação (Figura 3.c) também desempenha papel importante, envolvendo reações de oxidação, redução ou degradação catalisadas por enzimas extracelulares, como lacases e peroxidases (Harms, 2011; Baldrian, 2006). Esses mecanismos podem atuar de forma isolada ou simultânea, contribuindo para a alta eficiência dos fungos na remoção de poluentes presentes em efluentes complexos (Singh, 2006).

FIGURA 3 – Esquema representativo dos principais mecanismos de micorremediação, (a) bioissorção; (b) bioacumulação; (c) biotransformação



FONTE: Adaptado de Ribas e Silva (2022) e Harms (2011).

A utilização de fungos autóctones apresenta vantagens importantes em processos de micorremediação, pois esses organismos já estão adaptados às condições ambientais locais, incluindo pH, temperatura, disponibilidade de nutrientes e presença de contaminantes específicos. Essa adaptação natural tende a aumentar a tolerância a metais e a substâncias tóxicas, reduzindo o estresse metabólico durante o tratamento (Margesin; Schinner, 2001; Gadd, 2007). Além disso, o uso de isolados nativos minimiza riscos ecológicos associados à introdução de espécies exóticas e favorece uma melhor interação com os microrganismos já presentes no ambiente, tornando o processo mais eficiente e ambientalmente seguro (Bento et al., 2003).

Alguns estudos têm utilizado a micorremediação diretamente no tratamento de poluentes, como é o caso de Ortiz-Monsalve (2019), que utilizou *Trametes villosa*

para tratar efluentes de tingimento de couro. Os corantes avaliados foram Vermelho Ácido 357 e Laranja Ácido 142 e o objetivo foi promover a biodescoloração e a biodegradação desses compostos. *Trametes villosa* apresentou alta eficiência, alcançando mais de 90% de remoção de cor nos efluentes estudados, demonstrando seu potencial para o tratamento de efluentes de tingimento de couro.

Os autores Marinho et al. (2022) e Santana (2022) que também utilizaram fungos para remoção de corante, tiveram como alvo o corante índigo carmim. As espécies empregadas foram *Aspergillus niger* e *Agaricomycetes sp.* Os microrganismos estudados foram capazes de remover até 98% e 96% do corante, respectivamente, e ainda promoveram a remoção de 96% de nitrogênio amoniacal no estudo de Marinho et al. (2022), indicando o potencial do uso de biomassa fúngica como agente microrremediador no tratamento de efluentes têxteis.

Representantes de *Ascomycota* e *Basidiomycota* foram utilizados por Hassan et al. (2020) para tratar solo contaminado por lixiviado de aterro controlado. O estudo avaliou a remoção de metais e metaloides, analisando parâmetros como pH, potencial de redox, CE, conteúdo residual de metais/metaloides tóxicos, população de microbiana e atividade enzimática. Os resultados mostraram tendência de diminuição em todos os parâmetros analisados. O consórcio de isolados mostrou-se eficiente na remoção de arsênio (As - 77 %), manganês (Mn - 71 %), cromo (Cr - 60 %) e cobre (Cu - 52 %). A remoção de ferro (Fe), por sua vez, foi mais acentuada no consórcio de *Ascomycota*, alcançando 56%. Em conclusão, o solo tratado com fungos apresentou maior eficiência na remoção de metais quando comparado ao solo controle.

A espécie *Aspergillus flavus* foi empregada na remoção de matéria orgânica e nitrogênio de lixiviados jovem, intermediário e antigo de aterros sanitários, em baixas concentrações, utilizando o efluente diluído. O tratamento do efluente jovem, diluído em 25% em água destilada, apresentou os melhores resultados de redução de DQO e DBO₅, com taxas máximas de remoção de aproximadamente 48,50% e 81,63%, respectivamente. No tratamento do efluente velho, na mesma diluição (25%), foi obtida a maior taxa de remoção de amônio (98,81%), indicando que o fungo pode ser potencialmente útil no tratamento de lixiviado de aterro em uma concentração de até 50% (Zegzouti et al., 2020).

A aplicação de microrganismos para redução da toxicidade de lixiviados de aterros sanitários foi estudada por Siracusa et al. (2020) e por Pesenti et al. (2023).

Siracusa et al. (2020) aplicaram o fungo *Lambertella sp.* em efluente antigos, obtendo redução de 70% em DQO e 90,2% em carbono orgânico total. Pesenti et al. (2023) compararam a eficiência de redução da toxicidade de lixiviado proveniente de aterro sanitário por duas espécies: uma levedura (*Candida sp.*) e um fungo filamentosos (*Trichophyton sp.*), observando que a levedura apresentou maior eficiência na redução da toxicidade.

3.5 ENSAIOS DE TOXICIDADE COM SEMENTES DE *ALLIUM CEPA*

Os processos de avaliação do tratamento de um efluente geralmente envolvem diversos parâmetros físico-químicos. Contudo, para determinar se o efluente poderá causar efeitos tóxicos à saúde ambiental, é necessário complementar essas análises com avaliações toxicológicas (Zagatto et al., 1988; Bohrer, 1995).

Ensaio de toxicidade têm como objetivo avaliar o potencial tóxico de substâncias ou de meios contaminados por meio da exposição de organismos-teste representativos do ambiente a diferentes concentrações do efluente ou substância a ser analisada, durante um período determinado. Esses testes fornecem informações essenciais sobre o risco ambiental associado às amostras (Brentano, 2006; Maselli, 2013).

Bioindicadores ou organismos-testes incluem uma ampla gama de seres vivos, como microrganismos, plantas e animais, utilizados para avaliar as condições dos ecossistemas (Zamoner, 2007; Sommaggio, 2016;). A seleção do organismo adequado depende diretamente do tipo de ecossistema avaliado. Embora nenhum bioindicador seja capaz de refletir sozinho todos os efeitos da poluição, as plantas têm se destacado devido à sua presença em diversos tipos de ambientes e sensibilidade a alterações ambientais (Sommaggio, 2016;).

Plantas superiores, como alface (*Lactuca sativa*), pepino (*Cucumis sativus*) e cebola (*Allium cepa*), são amplamente utilizadas em bioensaios para detectar contaminantes ambientais. A utilização de *Allium cepa* se destaca pela facilidade de aplicação, baixo custo, e alta sensibilidade para identificar toxicidade (Sommaggio, 2016; LeleS, 2017).

As análises com *Allium cepa* como bioindicador incluem avaliações macroscópicas e microscópicas. As análises macroscópicas, relacionadas à fitotoxicidade, representam a resposta inicial da planta à exposição a um agente

contaminante, permitindo avaliar sua capacidade de germinação e desenvolvimento. Essas análises são realizadas por meio da observação da germinação das sementes e da medição do comprimento das radículas (Sommaggio, 2016; Leles, 2017; Oliveira, 2021).

O efeito fitotóxico causado por diferentes poluentes pode ser expresso por meio de índices quantitativos (Echart e Cavalli-Molina, 2001; Bagur-Gonzales et al., 2011; Leles, 2017; Guevara et al., 2018; Peduto et al., 2019; Pesenti, 2023; Urata et al., 2025), entre os quais se destacam:

- (i) Taxa de germinação (TG) - corresponde à porcentagem de sementes germinadas;
- (ii) Germinação relativa de sementes (GRS) - expressa a germinação do tratamento em relação ao controle negativo (CN);
- (iii) Crescimento relativo da radícula (CRR) - compara o comprimento radicular do tratamento com o do CN, refletindo o efeito do contaminante sobre o desenvolvimento da raiz;
- (iv) Índice de germinação (IG) - integra os parâmetros de germinação e crescimento radicular;
- (v) Índice de germinação residual normalizado (IGN) - expressa a germinação observada após a exposição ao contaminante, normalizada em relação ao CN, permitindo avaliar a interferência no processo germinativo e;
- (vi) Índice de alongamento radicular residual normalizado (IER) - avalia o efeito da exposição sobre o crescimento radicular, normalizado em relação ao CN, detectando alterações no desenvolvimento da raiz e caracterizando efeitos subletais.

O CN corresponde à condição sem exposição ao contaminante, utilizada como referência para o desenvolvimento normal das sementes. As equações utilizadas para mensurar os parâmetros macroscópicos de toxicidade estão apresentadas no Quadro 3.

QUADRO 3 – Equações utilizadas para mensurar parâmetros macroscópicos de toxicidade

Índices	Equação
TG (%) - Taxa de germinação	$TG = \frac{\text{n}^\circ \text{ sementes germinadas por amostra}}{\text{n}^\circ \text{ total de sementes por amostra}} \times 100$
GRS (%) – Germinação relativa de sementes	$GRS = \frac{\text{n}^\circ \text{ sementes germinadas por amostra}}{\text{n}^\circ \text{ total de sementes germinadas no CN}} \times 100$
CRR (%) – Crescimento relativo da radícula	$ICR = \frac{\text{comprimento médio da radícula por amostra}}{\text{comprimento médio da radícula no CN}} \times 100$
IG (%) – Índice de germinação	$IG = \frac{GRS \times ICR}{100} \times 100$
IGN (%) – Índice de porcentagem de germinação residual normalizado	$IGN = \frac{\text{Germ } y - \text{Germ CN}}{\text{Germ CN}}$
IER (%) – Índice de porcentagem de alongamento radical residual normalizado	$IER = \frac{\text{Along } y - \text{Along CN}}{\text{Along CN}}$

CN = Controle Negativo, Germ y = Porcentagem média de sementes germinadas por amostra, Germ CN = Porcentagem média de sementes germinadas no CN, Along y = Comprimento médio da radícula das sementes germinadas por amostra, Along controle CN = Comprimento médio da radícula das sementes germinadas no CN

FONTE: Bagur-Gonzales et al. (2011) e Leles (2017).

Os índices IGN e IER são índices normalizados que permitem classificar o grau de toxicidade em faixas pré-estabelecidas (Quadro 4).

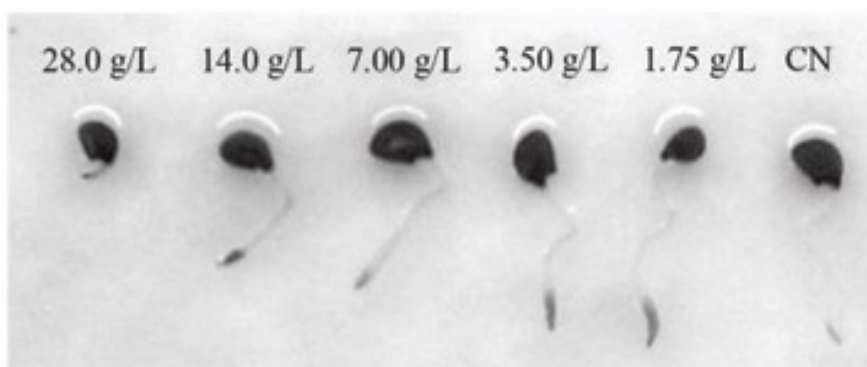
QUADRO 4 – Níveis de toxicidade considerando os índices de germinação

Índices	Nível de toxicidade
Maior que 0	Hormese
0 a -0,25	Toxicidade baixa
-0,25 a -0,5	Toxicidade moderada
-0,5 a -0,75	Toxicidade alta
-0,75 a -1,0	Toxicidade muito alta

FONTE: Bagur-Gonzales et al. (2011).

A hormese ocorre quando baixas concentrações do contaminante estimulam a germinação ou o crescimento radicular em relação ao controle. Esse aumento não indica ausência de toxicidade, mas uma resposta biológica dependente da dose (Kendig, Le e Belcher, 2010)

A Figura 4 representa os efeitos fitotóxicos em sementes de *Allium cepa*, evidenciando que o aumento da concentração do contaminante intensifica a inibição do crescimento radicular, podendo inclusive resultar na ausência de germinação.

FIGURA 4 – Efeitos fitotóxicos em sementes de *Allium cepa*

FONTE: Malini et al. (2010).

As análises microscópicas se baseiam na observação das células meristemáticas de *Allium cepa*. Os índices microscópicos de toxicidade incluem citotoxicidade, a genotoxicidade e a mutagenicidade (Urata et al., 2025). As equações utilizadas para mensurar os parâmetros microscópicos de toxicidade estão apresentadas no Quadro 5.

QUADRO 5 – Equações utilizadas para mensurar parâmetros microscópicos de toxicidade

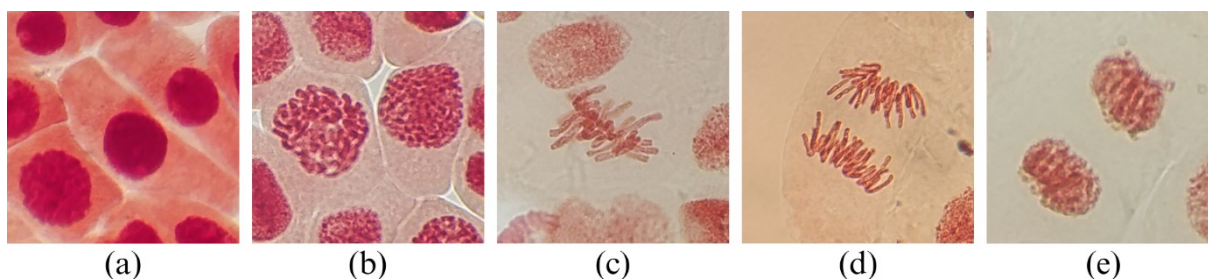
Parâmetro	Índice	Equação	Referência
Citotoxicidade	(IM) - Índice Mitótico	$IM (\%) = \frac{\text{n}^\circ \text{ células em M}}{\text{n}^\circ \text{ células observadas}} \cdot 100$	Almeida et al (2021)
Genotoxicidade	(AC) - Aberrações cromossômicas	$AC (\%) = \frac{\text{n}^\circ \text{ células com AB}}{\text{n}^\circ \text{ células observadas}} \cdot 100$	Motter (2004)
Mutagenicidade	(IMUT) - Índice de Mutagenicidade	$IMUT (\%) = \frac{\text{n}^\circ \text{ células com AN}}{\text{n}^\circ \text{ células observadas}} \cdot 100$	Coelho (2017)

M = mitose; AB = Aberrações Cromossômicas; AN = Anomalias Nucleares.

FONTE: Organizado pela autora (2026).

A citotoxicidade está associada à capacidade de uma substância interferir na divisão celular, reduzindo o índice mitótico das células meristemáticas. A diminuição da frequência de células em divisão indica que a amostra testada afetou processos metabólicos essenciais, como síntese de DNA, formação do fuso mitótico ou dinâmica dos microtúbulos. No bioensaio com *Allium cepa*, a citotoxicidade é observada principalmente pela redução do número de células em prófase, metáfase, anáfase e telófase (Figura 5), refletindo uma inibição geral da atividade mitótica (Coelho, 2017; Almeida et al., 2021; Urata et al., 2025).

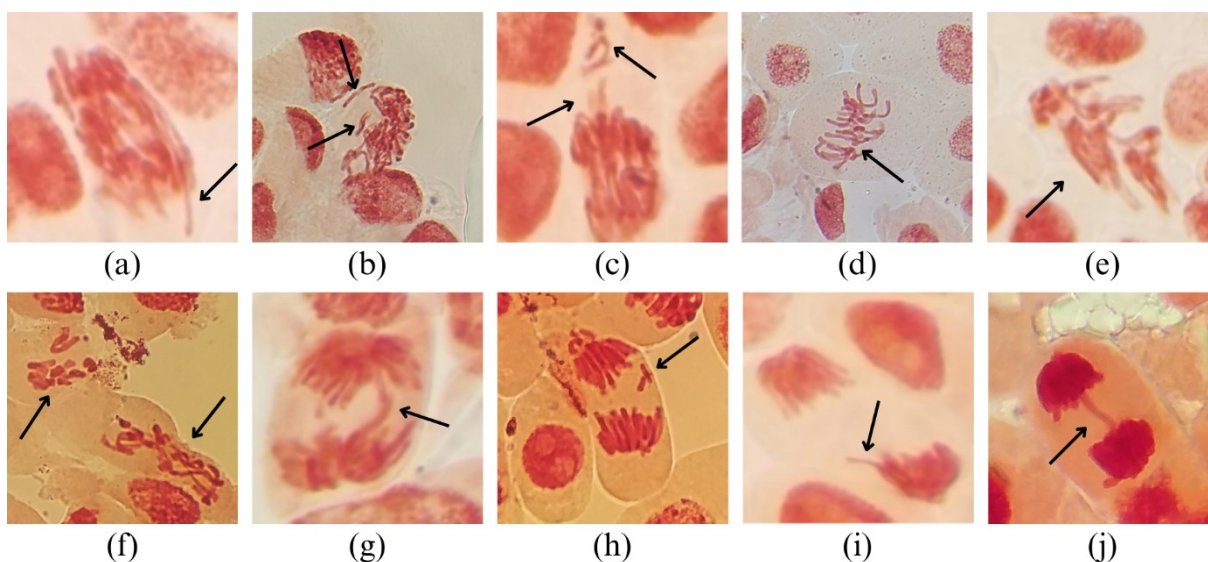
FIGURA 5 – Fases do ciclo celular: (a) Interfase; (b) Prófase; (c) Metáfase; (d) Anáfase; (e) Telófase



FONTE: Urata et al., 2025.

A genotoxicidade refere-se à capacidade de um composto causar danos ao material genético, afetando diretamente a estrutura dos cromossomos durante a divisão celular. Esses danos incluem quebras de DNA, perdas, fragmentações e pareamentos anormais e interferências no fuso mitótico. No teste com *Allium cepa*, a genotoxicidade é evidenciada pela presença de aberrações cromossômicas, como pontes anafásicas, cromossomos atrasados e perdas cromossômicas (Figura 6) (Fiskesjö, 1985; Motter, 2004; Lemes e Marin-Morales, 2009; Urata et al., 2025).

FIGURA 6 – Possíveis aberrações cromossômicas de células meristemáticas de *Allium cepa*: (a) Prófase com cromossomo retardatário; (b) Prófase com perda cromossômica; (c) C-Metáfase com perda cromossômica; (d) Metáfase com perda cromossômica; (e) Metáfase com cromossomos espalhados; (f) Anáfase multipolar; (g) Cromossomos pulverizados; (h) Anáfase com ponte cromossômica; (i) Telófase com cromossomo retardatário; (j) Telófase com ponte cromossômica.

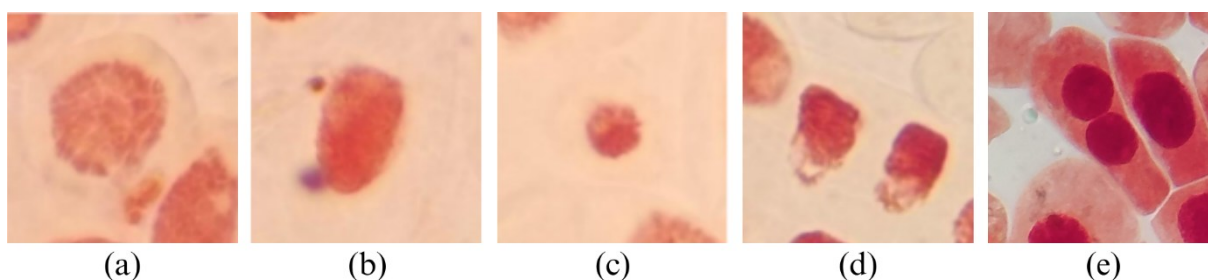


FONTE: Urata et al., 2025.

Já a mutagenicidade compreende alterações permanentes no material genético, que podem ser transmitidas às células-filhas. No bioensaio, ela é avaliada

por meio da observação de anomalias nucleares e celulares, como micronúcleos, células binucleadas e brotamentos nucleares (Figura 7). Esses eventos indicam que a célula sofreu danos capazes de ultrapassar os mecanismos de reparo, sugerindo risco potencial de efeitos hereditários (Urata et al., 2025; Ghisi et al., 2023; Coelho, 2017).

FIGURA 7 – Possíveis mutagenicidades de células meristemáticas de *Allium cepa*: (a) Célula com brotamento; (b) Micronúcleo; (c) Minicélula; (d) Células lobuladas; (e) Célula binucleada



FONTE: Urata et al., 2025.

A distinção entre fitotoxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade é fundamental para compreender a natureza dos efeitos causados pelo agente contaminante. Enquanto a citotoxicidade revela impactos gerais sobre a divisão celular, os parâmetros genotóxicos e mutagênicos permitem identificar danos específicos ao DNA, contribuindo para uma avaliação mais completa dos riscos ambientais associados ao efluente.

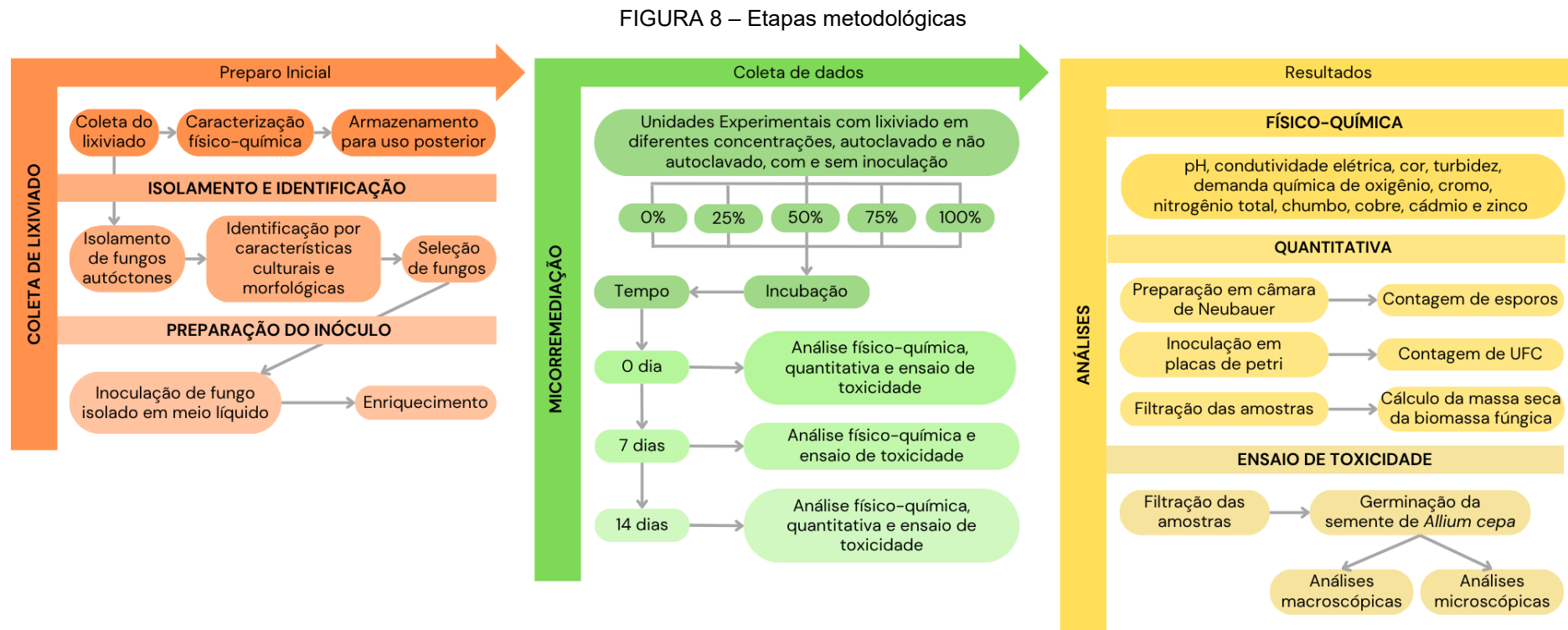
As primeiras publicações utilizando *Allium cepa* como bioindicador em testes de toxicidade foram realizadas por Levan em 1938, para avaliar os efeitos citogenéticos da colchicina em células vivas. Em 1975, Fiskesjö aplicou o método em amostras de água superficial, constatando que o crescimento radicular era suprimido pela presença de substâncias tóxicas na água. Esses estudos demonstraram que *Allium cepa* é eficiente na identificação de fatores prejudiciais presentes no ambiente.

É importante destacar que, embora esses testes com *Allium cepa* sejam eficazes na detecção de impactos tóxicos, eles não fornecem uma análise completa do risco ambiental das amostras. Esses ensaios, no entanto, complementam as análises físico-químicas e ajudam a avaliar os efeitos das amostras sob sistemas biológicos (Costa et al., 2008; Hemachandra e Pathiratne, 2016; Silva e Tofolo, 2017; Nicutã et al., 2025).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 DESENHO DO ESTUDO

As etapas metodológicas realizadas neste estudo são apresentadas na Figura 8.



FONTE: A autoria própria (2026).

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE COLETA

O município de Londrina se encontra no Norte Central Paranaense. Possui área de 1.652,57 km², das quais 129,44 km² encontram-se urbanizadas, com população de 555.965 habitantes. Londrina é o segundo município mais populoso do Estado, com densidade demográfica de 3.336,42 hab/km² (Brasil, 2022).

A coleta de resíduos sólidos no município ocorre no sistema porta a porta, realizada por caminhões que percorrem as rotas conforme o zoneamento e os dias definidos para cada região e cooperativa de reciclagem. Atualmente, a coleta seletiva de resíduos recicláveis abrange 100% da área urbana, incluindo distritos, patrimônios e vilas rurais, totalizando 230.095 domicílios atendidos. Esse atendimento é realizado por 7 cooperativas, sendo elas: Cooper Região, Cooperoeste, Coocepeve, Coopermudança, Coopernorth, Cooper Refum, e Ecorecin (Prefeitura de Londrina, 2026; Zanardi et al., 2021).

Os resíduos orgânicos e rejeitos coletados são destinados à Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTR) de Londrina, situada no distrito de Maravilha. A CTR possui área total de aproximadamente 30 alqueires, com cinco células encerradas e uma célula ativa, cuja capacidade estimada é de 430.000 m³ de resíduos sólidos. O local conta, ainda, com cinco lagoas destinadas ao tratamento primário do lixiviado, as quais recebem o efluente coletado por todo o sistema de drenagem da CTR (Alvares, 2021).

O manejo do lixiviado é conduzido de duas formas: (i) por meio da recirculação controlada, na qual o lixiviado é coletado das lagoas de tratamento primário e reaplicado sobre o maciço de resíduos, podendo alcançar até 70% de evaporação em períodos menos chuvosos; e (ii) por meio da coleta, transporte e tratamento realizados por empresa terceirizada, contratada via processo licitatório (Alvares, 2021).

A CTR realiza coleta do lixiviado para monitoramento. As amostras coletadas são encaminhadas a laboratórios privados, nos quais são realizadas análises de parâmetros físico-químicos, de metais e metaloides, bem como de nutrientes, sendo os resultados apresentados nas Tabelas 3, 4 e 5, respectivamente correspondente aos anos de 2023, 2024 e 2025.

TABELA 3 – Parâmetros físico-químicos do lixiviado da CTR Maravilha

Parâmetro	2023			2024			2025			
	Março	Junho	Setembro	Mai	Julho	Outubro	Fevereiro	Mai	Agosto	Novembro
pH	8	6	7	8	7	6	8	8	8	8
Acidez (mg/L)	-	-	-	49.275	44.750	180	516	140	198	308
Alcalinidade Total (mg/L)	-	-	-	10.681	8.916	782	<7,00	862	284	98
Temperatura amostral (°C)	33	29	31	34	20	21	31	35	30	35
Cianeto Total (mg/L)	0,05	<0,02	<0,02	< 0,001	0,20	0,003	0,16	0,12	0,38	0,01
Cloreto (mg/L)	108	2.968	3.497	3.590	4.063	12.500	1.469	783	821	3.850
CE(µS/cm)	21.857	31.563	40.925	17.300	585	593	14	15	30	24
DBO (mgO ₂ /L)	1.809	-	2.905	2.249	1.725	3.030	732	585	1.320	7.350
DQO (mgO ₂ /L)	6.025	8.720	7.700	5.990	6.600	6.910	2.180	6.410	7.020	16.600
DBO/DQO	0,30	0	0,37	0,37	0,26	0,44	0,34	0,09	0,19	0,44
Fenol (mg/L)	1.566	12	37	-	-	-	-	-	-	-
Fluoreto (mg/L)	<0,10	<0,10	2	-	-	-	-	-	-	-
Óleos e Graxas Totais (mg/L)	<10	<10	38	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
STD (mg/L)	7.264	11.916	14.428	6.402	11.200	15.560	6.640	14.490	1.810	14.040
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	1	18	0,40	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	30
SST (mg/L)	458	1.140	200	370	300	292	130	209	408	1.320
STF (mg/L)	5.778	8.792	10.664	-	-	-	-	-	-	-
Sólidos Totais (mg/L)	-	-	-	6.772	11.500	15.852	6.770	14.699	2.218	15.360
STV (mg/L)	2.372	4.832	4.303	1.540	2.450	3.316	1.419	3.044	648	3.732
Sulfato (mg/L)	450	4.000	599	-	-	-	-	-	-	-
Sulfeto (mg/L)	3	6	2	-	-	-	-	-	-	-
Surfactantes Aniônicos (mg/L)	9	25	898	-	-	-	-	-	-	-

CE= Condutividade Elétrica; STD = Sólidos Totais Dissolvidos; SST = Sólidos Suspensos Totais; STF = Sólidos Totais Fixos; ST= Sólidos Totais; STV = Sólidos Totais Voláteis

FONTE: Organizado pela autora, baseado nos dados fornecidos pela CTR - Maravilha (2026).

TABELA 4 – Metaloides analisados do lixiviado da CTR Maravilha no decorrer dos anos de 2023 a 2025

Parâmetro	2023			2024			2025			
	Março	Maio	Julho	Maio	Julho	Outubro	Fevereiro	Maio	Agosto	Novembro
Alumínio (mg/L)	-	-	-	3	2	0,69	< 0,01	0,47	3	2
Arsênio (mg/L)	<0,01	<1,00	<1,00	-	-	-	-	-	-	-
Cádmio (mg/L)	<0,001	<1,00	<1,00	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Chumbo (mg/L)	<0,01	<10	<10	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cobre (mg/L)	0,19	71	5	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,31	< 0,005
Cromo Total (mg/L)	0,71	317	306	-	-	-	-	-	-	-
Estanho (mg/L)	<0,04	<0,01	<0,01	-	-	-	-	-	-	-
Ferro (mg/L)	1	29	8	6	17	8	2	5	13	20
Mercurio (mg/L)	<0,001	<0,20	<0,20	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
Níquel (mg/L)	0,27	119	194	-	-	-	-	-	-	-
Prata (mg/L)	<0,01	<10	<10	-	-	-	-	-	-	-
Selênio (mg/L)	<0,01	<10	<1	-	-	-	-	-	-	-
Zinco (mg/L)	0,19	1.042	898	-	-	-	-	-	-	-

FONTE: Organizado pela autora, baseado nos dados fornecidos pela CTR - Maravilha (2026).

TABELA 5 – Nutrientes analisados do lixiviado da CTR Maravilha de 2023 a 2025

Parâmetro	2023			2024			2025			
	Março	Junho	Setembro	Maio	Julho	Outubro	Fevereiro	Maio	Agosto	Novembro
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	1.250	2.120	2.490	1.826	2.340	2.300	888	1.890	2.412	2.045
Nitrogênio Total (mg/L)	1.250	2.341	2.341	3.065	4.511	3.210	1.183	2.665	3.205	2.876
Fosfato Total (mg/L)	0,54	54	16	-	-	-	-	-	-	-
Fósforo Total (mg/L)	17	20	23	7	15,	10	3	11	3.205	< 0,5

FONTE: Organizado pela autora, baseado nos dados fornecidos pela CTR - Maravilha (2026).

Conforme os dados disponibilizados pela CTR, verifica-se a variação dos parâmetros analisados entre os diferentes meses de coleta. Essa variabilidade pode estar diretamente relacionada à influência de fatores climáticos, como o regime de chuvas e a temperatura, bem como às práticas operacionais adotadas no aterro sanitário, como a recirculação do lixiviado (Moravia, 2010).

Cabe ressaltar que, ao longo do período de 2023 a 2025, houve alteração do laboratório responsável pelas análises físico-químicas do lixiviado fornecidas pela CTR Maravilha. Em decorrência dessa mudança, nem todos os parâmetros foram analisados de forma contínua entre as campanhas de monitoramento, resultando em lacunas nas Tabelas 4, 5 e 6. Assim, os dados apresentados não permitem uma comparação temporal direta entre todos os parâmetros, sendo utilizados neste estudo para caracterização da variabilidade e da complexidade do lixiviado.

Os valores de pH variaram entre 6,36 e 8,25, mantendo-se predominantemente na faixa neutra a levemente alcalina. Além disso, a relação DBO/DQO apresentou valores baixos, em torno de 0,3. Esses resultados indicam um lixiviado em estágio mais avançado de degradação da matéria orgânica, no qual os ácidos orgânicos já foram parcialmente consumidos e predominam condições associadas à fase metanogênica (Aquino, 2022). Esse comportamento é característico de lixiviados classificados como estabilizados, permitindo caracterizar o lixiviado da CTR Maravilha nessa condição.

Os dados de Nitrogênio Amoniacal mostram-se elevados em todas as amostras, chegando a 2.490 mg/L. Segundo Dias (2013) e Camargo (2012) o nitrogênio amoniacal em sua forma não ionizada (NH_3) é um dos compostos que contribui para a toxicidade do lixiviado, podendo inibir os processos metabólicos dos microrganismos em tratamentos biológicos. A presença de concentrações elevadas desse parâmetro reforça o potencial tóxico do efluente.

A CE apresentou valores elevados entre março de 2023 e maio de 2024, atingindo até 41 mS/cm, indicando elevada salinidade do lixiviado. A partir de julho de 2024, observa-se uma redução abrupta desses valores, com registros inferiores a 1 mS/cm. Valores elevados de CE estão associados à presença de íons dissolvidos, como cloretos, sulfatos e nitratos, refletindo a complexidade e a elevada carga salina característica de lixiviados de aterros sanitários (Bhambore e Kumar, 2023).

Ao analisar os dados de metais e metaloides do período de 2023 a 2025, observa-se a presença pontual de elementos como alumínio, cobre, cromo, ferro,

níquel e zinco no lixiviado. A presença desses elementos reflete a heterogeneidade dos resíduos sólidos urbanos e às condições físico-químicas do lixiviado, que podem favorecer a mobilização ou a precipitação desses metais em diferentes momentos (Christensen et al., 2001; Junior, 2006).

4.3 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

As amostras de lixiviado foram coletadas em 07 de julho de 2025. Os dados meteorológicos referentes ao período de coleta foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), considerando a estação meteorológica mais próxima da área de estudo. Nos sete dias anteriores à coleta, a precipitação acumulada foi de 1,4 mm, indicando ausência de eventos pluviométricos relevantes que pudessem influenciar a diluição do lixiviado.

A coleta foi realizada na lagoa de tratamento primário (Figura 9), utilizando quatro galões de 5 L previamente higienizados, totalizando 20 L de efluente. Um dos galões foi destinado à etapa de seleção e identificação fúngica, enquanto os demais foram congelados para uso posterior.

Para a caracterização físico-química do lixiviado, foram coletadas amostras adicionais em frascos de 100 mL, destinadas à determinação de pH, CA, DQO total, CE e turbidez. As amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Câmpus Londrina, onde as análises foram realizadas no mesmo dia da coleta, por meio de equipamentos de bancada.

FIGURA 9 – Lagoa de tratamento primário (a) e procedimento de coleta de lixiviado, sendo (b) a coleta na lagoa de tratamento primário e (c) acondicionamento do lixiviado em galões



(a)



(b)



(c)

FONTE: Autoria própria (2026).

4.4 ISOLAMENTO E IDENTIFICAÇÃO DE FUNGOS AUTÓCTONES

A seleção de fungos autóctones foi realizada com base em Pesenti (2023), com adaptações. Para selecionar microrganismos capazes de permanecer ativos durante o processo de micorremediação, foi montado um conjunto de Unidades Experimentais (UEs), nas quais o lixiviado foi diluído em diferentes concentrações (25%, 50% e 75%)

em erlenmeyers de 250 mL. O volume final em cada frasco foi ajustado para 100 mL, utilizando-se 25 mL, 50 mL e 75 mL de lixiviado acrescidos de 75 mL, 50 mL e 25 mL de água mineral, respectivamente. Os erlenmeyers foram incubados em *shaker* a 140 rpm, a 28°C, por uma semana.

Após esse período, seguiu-se a metodologia descrita por Silva et al. (2011) e Pesenti (2023), com modificações, para o isolamento dos fungos presentes no lixiviado. O efluente foi submetido a diluições seriadas até 10^{-5} , e as diluições 10^{-1} , 10^{-3} e 10^{-5} foram inoculadas em placas de Petri contendo ágar *Sabouraud* com cloranfenicol (100 mg L^{-1}) (marca Kasvi) e incubadas a $28 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$, por quatro dias.

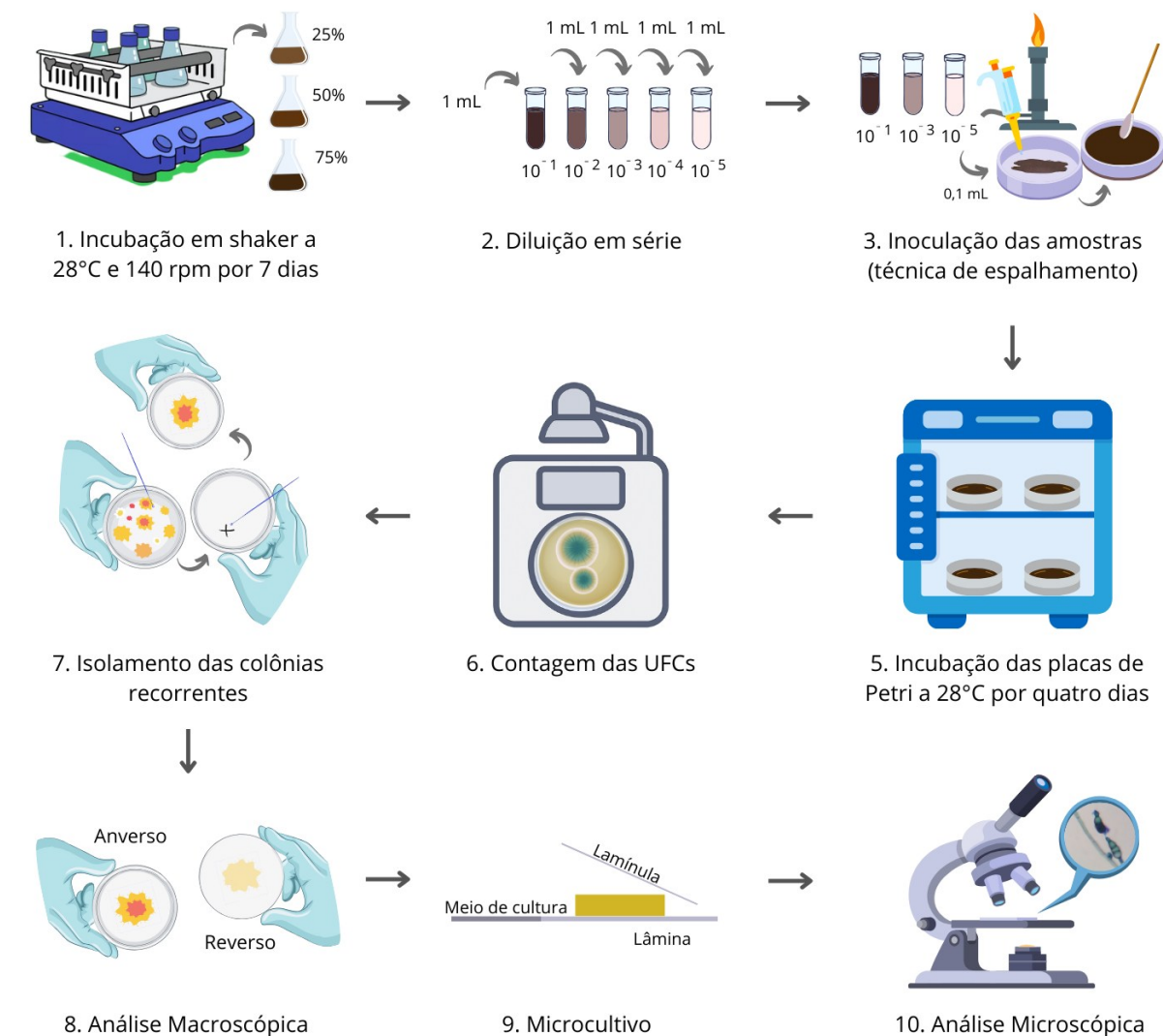
Ao final da incubação, foram realizadas análises quantitativas de cada placa para determinar o número de Unidades Formadoras de Colônias (UFC) por mL de amostra. O cálculo de UFC/mL foi realizado conforme a Equação 1:

$$UFC/mL = (n^\circ \text{ de colônias}) \times 10 \times (\text{inverso da diluição utilizada para contagem}) \quad \text{EQ. 1}$$

Onde: UFC = Unidade Formadora de Colônia; (10) = Fator de correção utilizado, considerando que o volume inoculado foi de 0,1 mL; Inverso da diluição = valor correspondente à diluição utilizada (ex. diluição 10^{-2} – inverso 10^2).

As etapas do processo de isolamento e identificação dos fungos autóctones podem ser visualizadas na Figura 10.

FIGURA 10 – Procedimento realizado para isolamento e identificação fúngica



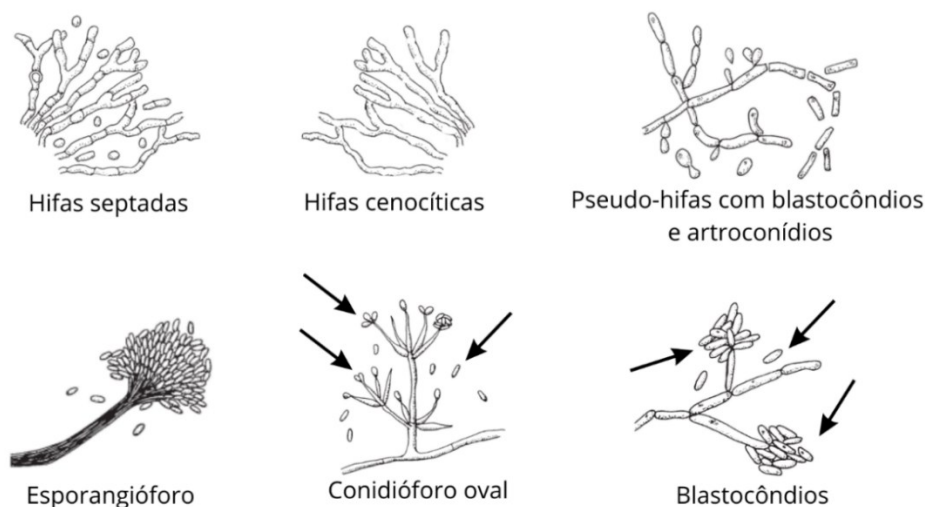
FONTE: Autoria própria com auxílio de inteligência artificial (ChatGPT) para criação de elementos gráficos (2026).

Para realizar a seleção dos fungos a serem utilizados no experimento, seguiu-se duas etapas:

- (i) Seleção com base em recorrência e
- (ii) Pesquisa bibliográfica direcionada.

Para a primeira etapa, os fungos mais recorrentes foram isolados para identificação posterior, com base na análise de suas características macroscópicas (características culturais) e microscópicas (Figura 11).

FIGURA 11 – Características fúngicas microscópicas



FONTE: Adaptado de Walsh et al., (2018).

No Quadro 6 apresentam-se algumas características gerais utilizadas como base neste estudo para diferenciação cultural de fungos leveduriformes e filamentosos.

QUADRO 6 – Características culturais fúngicas

Características	Levedura	Filamentoso
Características macroscópicas		
Cor	Cores neutras e vivas: Brancas, bege, creme, amarelas, rosas	Cores escuras: Verde, pretas, cinzas, brancas, âmbar, laranja
Tamanho (cm)	Pequenas: de 0,1 a 0,5 cm	Grandes: cerca de 1,5 cm
Aspecto	Brilhante, úmida, cremosa	Algodonosa, pulverulenta, cotonosa, seca, aveludada
Superfície	Lisa	Rugosa, presença de protuberâncias, sulcos ou lisa
Bordas	Inteira ou irregular	Inteira ou irregular
Produção de pigmento	Geralmente ausente	Presente ou ausente
Características microscópicas		
Hifas	Ausentes	Septadas ou cenocíticas
Pseudo-hifas	Série de leveduras alongadas e unidas entre si	Ausentes
Reprodução	Brotamento: divisão celular simples	Sexuada: Formação de estruturas contendo esporos (Esporangióforo); Assexuada: Formação de conídios que germinam e formam novas hifas

FONTE: Baseado em Walsh et al (2018) e Henning (2015)

A identificação microscópica foi realizada a partir do microcultivo das cepas selecionadas, permitindo a observação das hifas e estruturas de reprodução em microscópio óptico. As características observadas foram comparadas com a base

taxonômica descrita nos seguintes trabalhos "Larone's Medically Important Fungi: A Guide to Identification" (Walsh et al. 2018), "The Mycota – A comprehensive Treatise on Fungi as Experimental Systems for Basic Applied Research" (McLaughlin e Spatafora, 2015) e "Fungal biodiversity and conservation mycology in light of new technology, big data, and changing attitudes" (Lofgren e Stajich, 2021) para confirmação da identificação por semelhança.

Após a identificação dos fungos isolados, realizou-se a segunda etapa, que consistiu em uma pesquisa bibliográfica para avaliar o potencial biorremediador de cada espécie. Os resultados dessa etapa foram posteriormente publicados no artigo "O papel dos fungos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário", de Pesenti e Prates (2024), no qual foi apresentada uma revisão sistemática sobre a aplicação da micorremediação no tratamento de lixiviado. Com base nesse levantamento, as espécies com maior potencial de micorremediação foram selecionadas para a etapa seguinte do estudo, referente à preparação do inóculo e posterior aplicação nos experimentos de micorremediação.

4.5 PREPARAÇÃO DO INÓCULO

Os inóculos foram preparados a partir das cepas dos fungos selecionados, sendo inicialmente utilizadas duas espécies filamentosas e duas leveduras. Para cada cepa, uma porção da cultura estoque foi transferida para 10 mL de meio líquido MA2 (Malte 2% e Peptona 0,2%) para o enriquecimento. As culturas foram incubadas em *shaker* a 140 rpm, com temperatura de 28°C, por quatro dias, conforme Pesenti (2023), para posterior utilização nos experimentos de micorremediação.

4.6 PREPARO DAS UNIDADES EXPERIMENTAIS

Para cada gênero de fungos foram montadas UEs com diferentes concentrações de lixiviado: 0%, 25%, 50%, 75% e 100%. As UEs foram preparadas em erlenmeyers de 250 mL, contendo volume final de 150 mL. A concentração 0% foi composta apenas por água destilada; a concentração 100%, apenas por lixiviado; e as demais concentrações foram preparadas utilizando 37,5 mL, 75 mL e 112,5 mL de lixiviado acrescidos de 112,5 mL, 75 mL e 37,5 mL de água destilada, respectivamente.

Para cada gênero de fungo foram estabelecidos dois sistemas experimentais: (A) lixiviado autoclavado e (B) lixiviado não autoclavado. Ambos os sistemas foram montados em duplicata. Em cada duplicata, uma UE recebeu 1 mL do inóculo previamente preparado, enquanto a outra permaneceu sem inoculação.

Essa organização experimental permitiu avaliar isoladamente a ação do fungo inoculado no sistema autoclavado, bem como seu desempenho na presença da microbiota nativa do lixiviado. Além disso, possibilitou a comparação entre o efluente *in natura* e o efluente submetido à inoculação, permitindo identificar alterações atribuíveis especificamente ao gênero de fungo inoculado no sistema experimental.

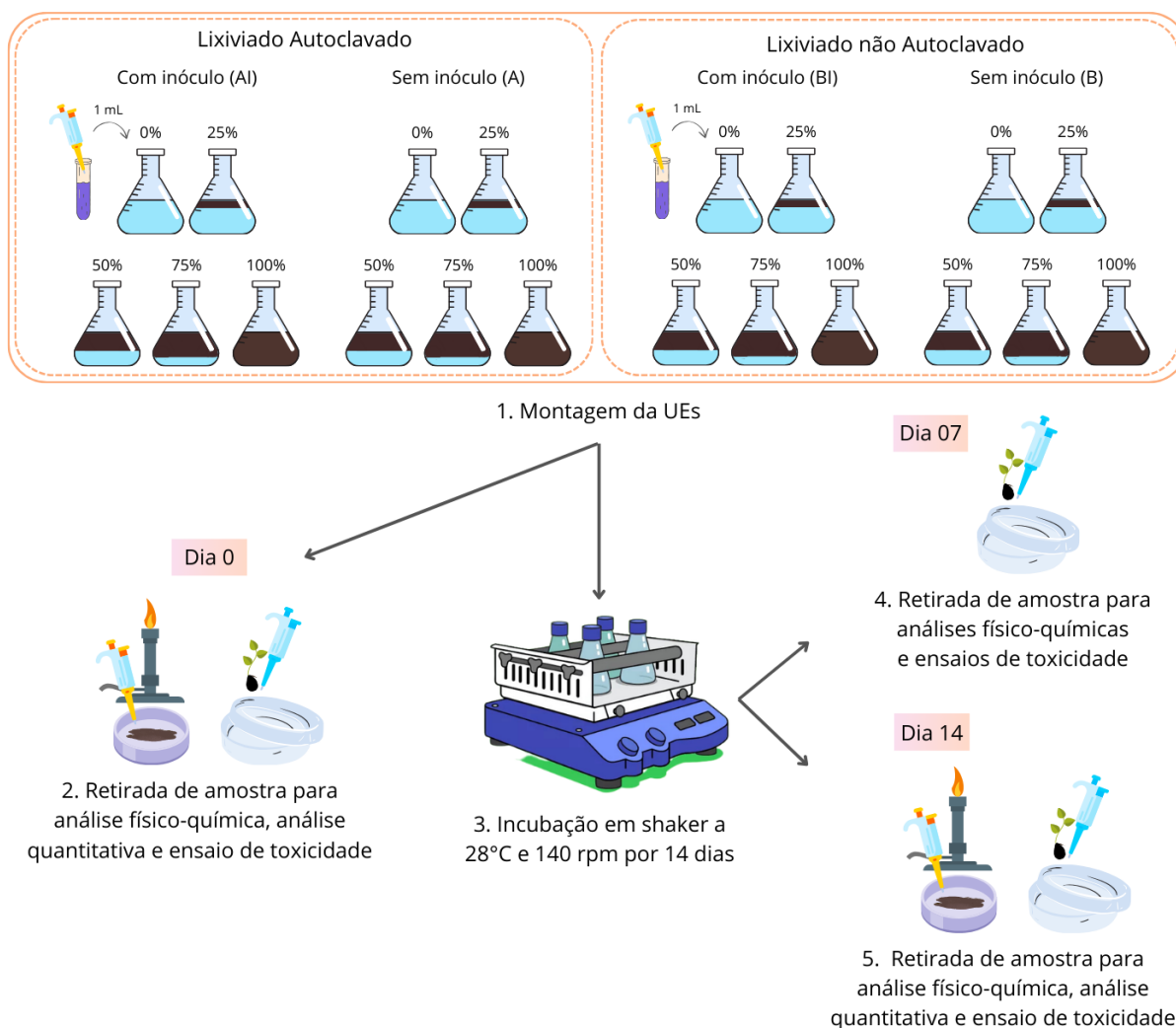
As UEs foram incubadas em shaker por 14 dias, sendo mantidas sob agitação constante de 140 rpm.

Durante o processo de micorremediação, foram realizadas análises em três momentos:

- (i) inicial (0 dias) – análise físico-química, análise quantitativa (contagem de esporos e de UFC e cálculo do peso seco da biomassa fúngica) e ensaios de toxicidade;
- (ii) intermediário (7 dias) – análise físico-química e ensaio de toxicidade;
- (iii) final (14 dias) – análise físico-química, análise quantitativa (contagem de esporos e de UFC e cálculo do peso seco da biomassa fúngica) e ensaios de toxicidade.

Para cada análise, 10 mL do lixiviado foram retirados das UEs. Ao final do período de incubação (14 dias), o volume restante (120 mL) foi filtrado. O lixiviado filtrado foi utilizado posteriormente para realização das análises de metais e o material retido foi utilizado para determinação do peso seco da biomassa fúngica. A Figura 12 representa o esquema geral do processo da micorremediação.

FIGURA 12 – Desenho esquemático da preparação dos sistemas experimentais para a micorremediação



UEs = Unidades Experimentais.

FONTE: Autoria própria (2026).

Para facilitar a interpretação dos resultados, foi adotado um sistema de codificação alfanumérico estruturado em três componentes:

- (i) Gênero do fungo:
 - a. (CAN) *Candida sp*;
 - b. (SAC) *Saccharomyces sp*;
 - c. (ASP) *Aspergillus sp*;
 - d. (PEN) *Penicillium sp*.
- (ii) Sistema experimental:
 - a. (A) lixiviado autoclavado;
 - b. (AI) lixiviado autoclavado inoculado;

- c. (B) lixiviado não autoclavado;
- d. (BI) lixiviado não autoclavado inoculado.

(iii) Concentração de lixiviado:

- a. (0) 0%;
- b. (25) 25%;
- c. (50) 50%;
- d. (75) 75%;
- e. (100) 100%.

Assim, cada UE foi identificada no seguinte formato:

- [Fungo]-[Sistema]-[Concentração]

Por exemplo, o código CAN-AI-50 refere-se ao tratamento contendo *Candida sp.*, lixiviado autoclavado inoculado e concentração de 50%. Esse sistema de codificação foi utilizado em todas as etapas de análise e representação gráfica apresentado nos resultados e discussão.

4.7 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises físico-químicas foram realizada após filtração prévia das amostras de lixiviado. Para as determinações de pH, cor aparente (CA), condutividade elétrica (CE), turbidez e DQO, as amostras foram filtradas em papel filtro. Para as análises de metais tóxicos, a filtração ocorreu em duas etapas: inicialmente em papel filtro e, posteriormente, em membrana com porosidade de 0,45 µm.

O armazenamento e a preservação das amostras filtradas foram realizados conforme as recomendações do Guia Nacional de Preservação e Conservação de Amostras (ANA, 2023).

Os parâmetros pH, CA, CE, turbidez e DQO foram determinados nos tempos 0, 7 e 14 dias de micorremediação, no Laboratório de Saneamento da UTFPR – Campus Londrina. As análises foram realizadas por meio de equipamentos de bancada (Figura 13), sendo a DQO determinada pelo método colorimétrico após digestão ácida com dicromato, conforme APHA 5220 D.

FIGURA 13 – Equipamentos utilizados nas análises físico-químicas



pHmetro

Espectrofotômetro

Condutivímetro

Turbidímetro

FONTE: Autoria própria (2026).

As análises de metais tóxicos — cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb), cobre (Cu), cádmio (Cd) e zinco (Zn) — foram realizadas por espectrometria de absorção atômica (AAS, do inglês *Atomic Absorption Spectroscopy* – Figura 14) nos tempos 0 e 14 dias.

FIGURA 14 – Equipamento utilizado nas análises de metais tóxicos



FONTE: Autoria própria (2026).

As amostras destinadas à determinação de metais foram previamente acidificadas com ácido nítrico (HNO_3) até $\text{pH} < 2$ e armazenadas em refrigeração à 4°C (APHA, 2012). As análises de metais foram conduzidas no laboratório multiusuários da UTFPR – Campus Apucarana.

Nos Quadros 7 e 8 são apresentados os equipamentos e respectivos detalhes empregados na determinação dos parâmetros analisados.

QUADRO 7 – Parâmetros físico-químicos analisados neste estudo

Parâmetro	Equipamento	Marca/Modelo	Comprimento de onda
pH	pHmetro	Incoterm/PHB550	-
CA	Espectrofotômetro	Hach/DR5000	400 nm
CE	Condutivímetro	OrionStar/ B20251	-
Turbidez	Turbidímetro	PoliControl/AP2000	-
DQO	Espectrofotômetro	Hach/DR5000	420 nm

FONTE: Autoria própria (2026).

QUADRO 8 – Metais tóxicos analisados neste estudo

Metal tóxico	Comprimento de onda	Tipo de chama	Altura do queimador	Equipamento (Modelo/Marca)
Cr	357,9 nm	N ₂ O-C ₂ H ₂ *	8 mm	Espectrômetro de Absorção Atômica (Thermo Scientific/ICE 3000)
Ni	232,0 nm	Ar-C ₂ H ₂ **	17 mm	
Pb	217,0 nm			
Cu	324,8 nm			
Cd	228,8 nm			
Zn	213,9 nm			

* N₂O-C₂H₂ = Óxido Nitroso com Acetileno; ** Ar-C₂H₂ = Acetileno com Oxigênio

FONTE: Autoria própria (2026).

4.8 ANÁLISES QUANTITATIVAS

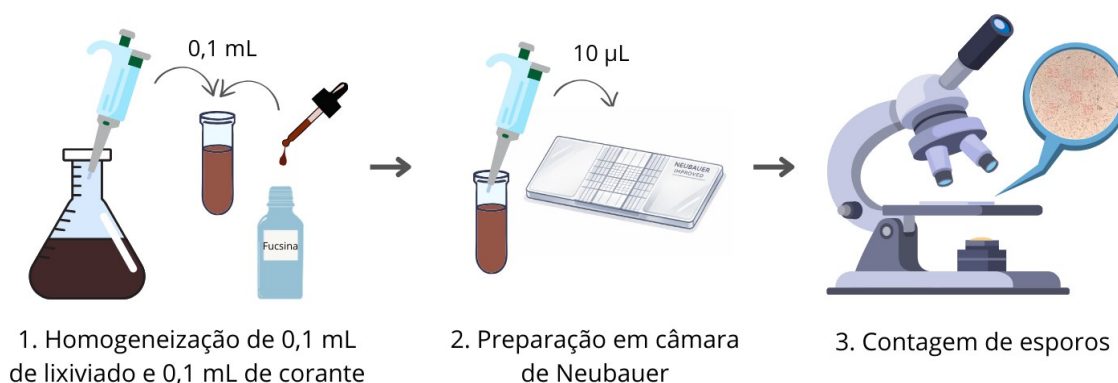
Contagem de esporos

A contagem de esporos (Figura 15) foi realizada nos dias 0 e 14 para os sistemas AI e BI, com exceção das concentrações de 0%. Para a quantificação, 0,1 mL da amostra foi homogeneizado com 0,1 mL de corante (Fucsina), resultando em diluição 1:2. Em seguida, 10 µL da suspensão foi transferido para a câmara de Neubauer, onde foi realizada a contagem direta dos esporos para estimativa da concentração celular. O cálculo foi realizado conforme a Equação 2 (González e Silva, 2008).

$$Esporos/mL = \frac{N \times FD \times 10^4}{n} \quad EQ. 2$$

Onde: N = número total de esporos contados; FD = fator de diluição (2); 10⁴ = fator de conversão da câmara; n = número de quadrantes contados.

FIGURA 15 – Desenho esquemático da contagem de esporos

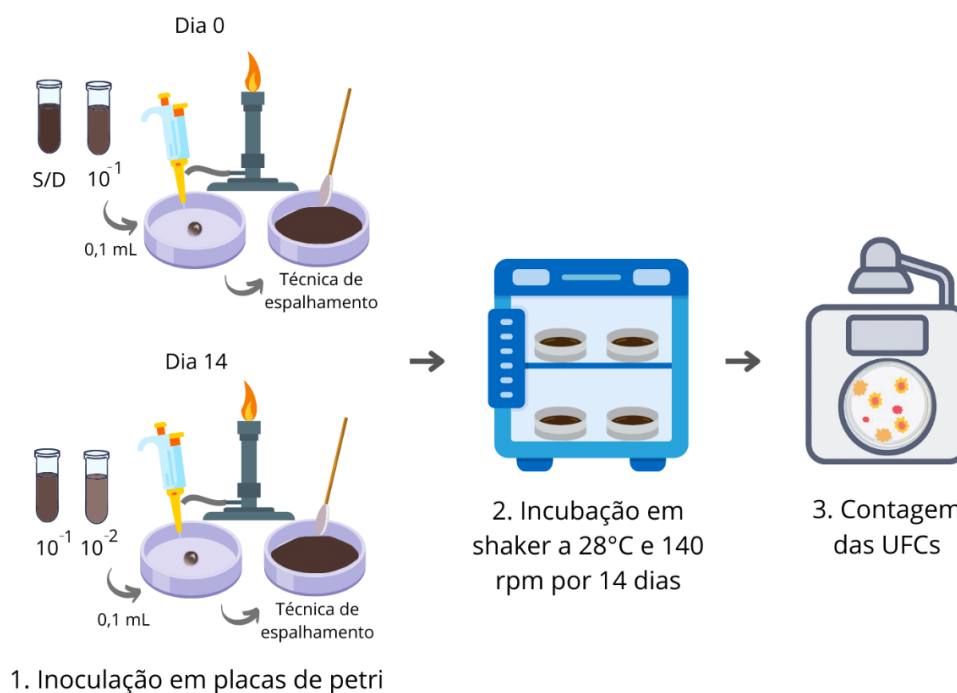


FONTE: Autoria própria com auxílio de inteligência artificial (ChatGPT) para criação de elementos gráficos (2026).

Contagem de UFC

A análise quantitativa de UFC foi realizada com base em Pesenti (2023), com modificações. No período inicial (0 dias), foram utilizadas a amostra sem diluição e a diluição 10^{-1} . No período final (14 dias), foram utilizadas as diluições 10^{-1} e 10^{-2} . Após o período de incubação, a quantificação foi realizada conforme a Equação. 1, apresentada no tópico 4.3. A Figura 16 ilustra a preparação das placas de Petri para a contagem de UFC.

FIGURA 16 – Desenho esquemático da preparação das placas de Petri para a contagem de UFC

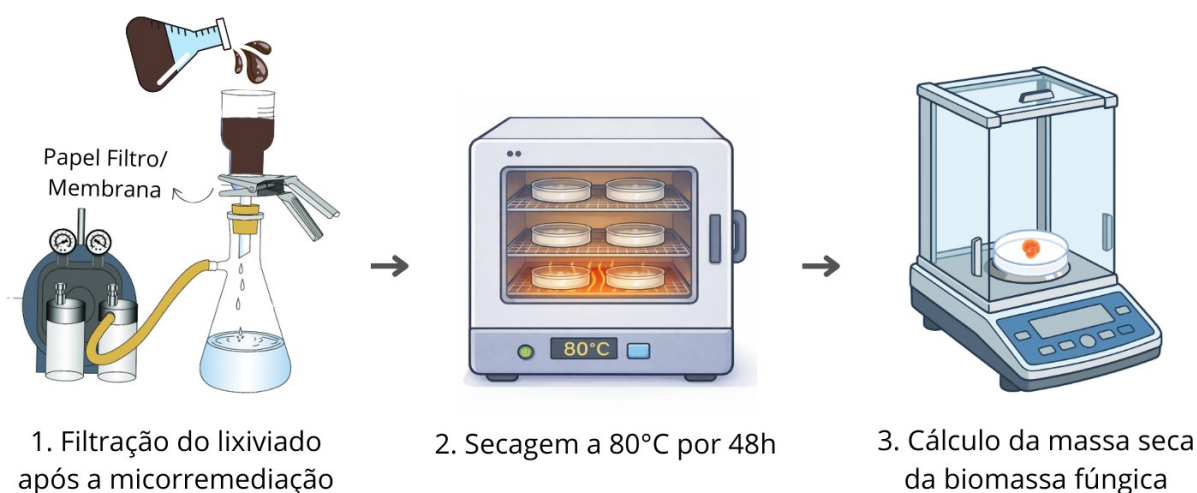


FONTE: Autoria própria com auxílio de inteligência artificial (ChatGPT) para criação de elementos gráficos (2026).

Cálculo da massa seca da biomassa fúngica

A determinação da massa seca da biomassa fúngica (Figura 17) foi realizada com base na metodologia proposta por Bonassa (2021), com adaptações. Após o período de incubação das UEs, a biomassa foi separada por filtração, utilizando papel filtro e membrana com porosidade de 0,45 μm , sendo o volume final filtrado de aproximadamente 100 mL. O material retido foi transferido para placas de Petri e mantido em estufa a 80 °C por 48 h. Após a secagem, as amostras foram pesadas para determinação da massa seca.

FIGURA 17 – Desenho esquemático do processo de determinação da massa seca da biomassa fúngica



FONTE: Autoria própria com auxílio de inteligência artificial (ChatGPT) para criação de elementos gráficos (2026).

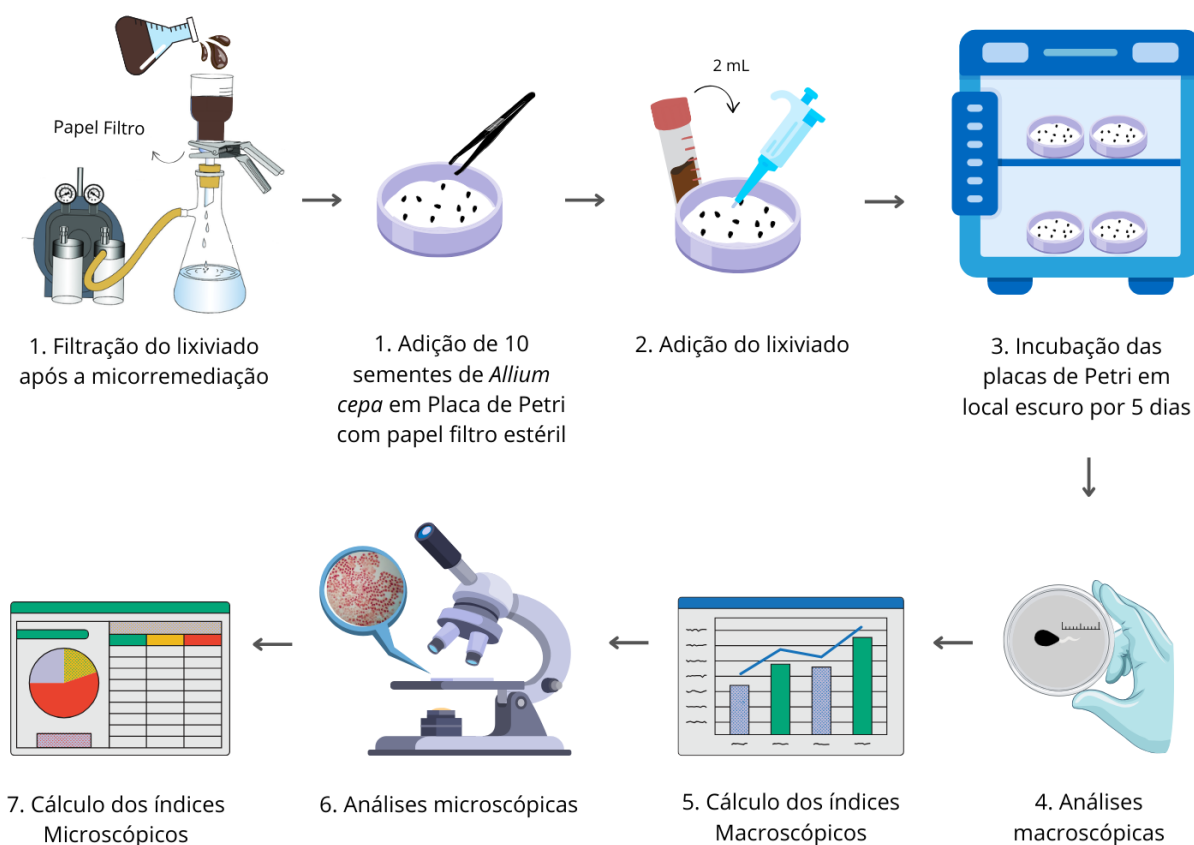
4.9 ENSAIOS DE TOXICIDADE

Essa etapa seguiu as metodologias descritas por Bagur-González et al. (2011), Sommaggio (2016), Silva; Tofolo (2017), Leles (2017), Pesenti (2023) e Urata et al. (2025), utilizando sementes de *Allium cepa* (cebola) como bioindicador. As análises foram realizadas no Laboratório de bioquímica da UTFPR – Campus Londrina.

Para a germinação, foram utilizadas placas de Petri previamente identificadas, contendo papel filtro estéril. Em cada placa foram adicionadas 10 sementes de *Allium cepa* e 2 mL de líquido, previamente filtrado, coletado nos tempos 0, 7 e 14 dias. As

placas foram incubadas a 25°C, no escuro, por cinco dias, permitindo a germinação e o desenvolvimento das radículas (Figura 18).

FIGURA 18 – Desenho esquemático do ensaio de toxicidade



FONTE: Autoria própria (2026).

4.9.1 Análise macroscópica

As análises macroscópicas foram realizadas após o período de incubação das sementes de *Allium cepa* e incluíram as seguintes etapas:

- (i) quantificação das sementes germinadas;
- (ii) medição do comprimento das radículas;
- (iii) registro de possíveis alterações morfológicas (formato, textura, comprimento, espessura e mudança de coloração);
- (iv) determinação dos índices macroscópicos de toxicidade (Quadro 3);
- (v) determinação dos níveis de toxicidade (Quadro 4).

Foi utilizada água destilada como CN. Como controle positivo (CP), utilizou-se sulfato de cobre ($0,1 \text{ mg/L}^{-1}$), sendo uma substância de toxicidade conhecida, empregada para verificação da sensibilidade do bioensaio.

4.9.2 Análise microscópica

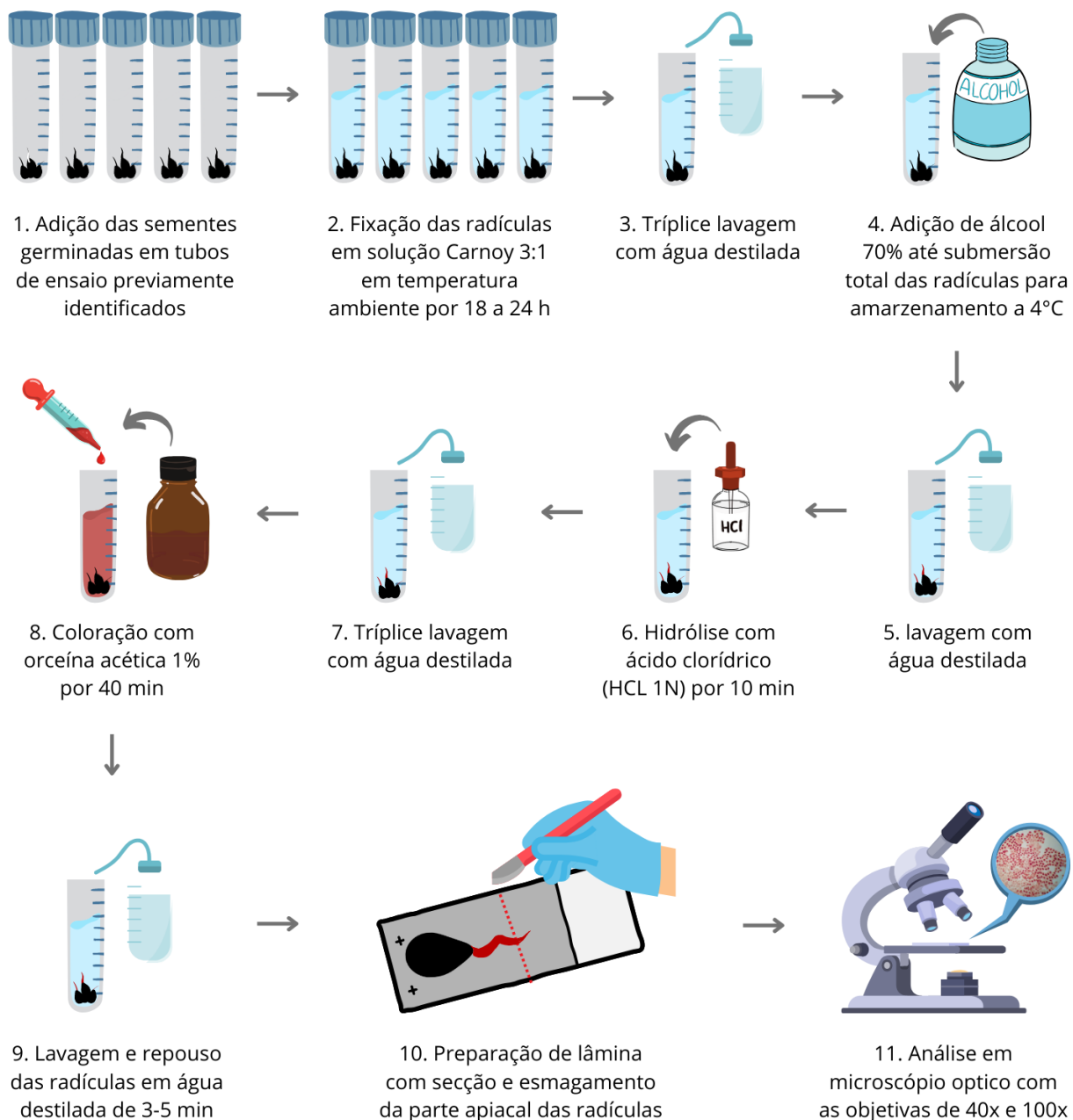
4.9.2.1 Preparação das radículas

A análise microscópica foi realizada com as sementes que apresentaram radículas. A metodologia baseou-se em Guerra e Souza (2002), com adaptações e Urata et al. (2025). Conforme a Figura 19, as sementes foram transferidas para tubos de ensaio previamente identificados e as radículas foram fixadas em solução Carnoy na proporção 3:1 (3 partes de álcool etílico P.A para uma parte de ácido acético glacial), em volume suficiente para cobrir completamente todo o material. Os tubos permaneceram em repouso por 18 a 24 horas, à temperatura ambiente.

Após a fixação, as sementes puderam ser utilizadas imediatamente para coloração ou armazenadas por até 15 dias. Para o armazenamento, as radículas foram submetidas a tríplice lavagem com água destilada e mantidas em álcool 70%, sob refrigeração até o momento do uso.

A etapa seguinte consistiu na coloração das radículas. Inicialmente, foi realizada tríplice lavagem com água destilada, seguida de hidrólise em ácido clorídrico (HCl 1N) em volume aproximado de 5mL, ou o suficiente para cobrir todo o material, por 10 minutos. Após a hidrólise, procedeu-se com nova tríplice lavagem e, em seguida, as radículas foram coradas comorceína acética a 1% por 40 minutos. Concluída essa etapa, as sementes foram novamente lavadas e mantidas em repouso em água destilada de 3 a 5 minutos.

FIGURA 19 – Metodologia para o preparo das radículas para análise microscópica dos ensaios de toxicidade



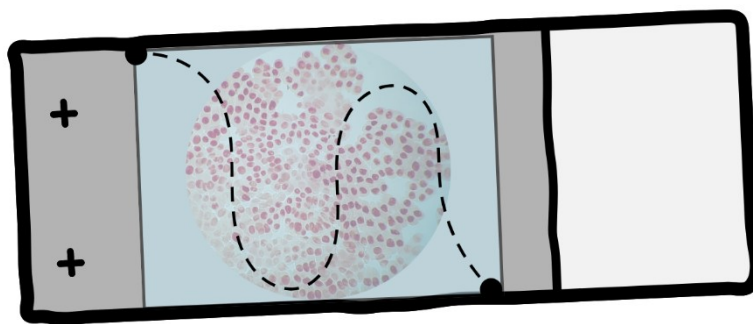
FONTE: Autoria própria (2026).

Para o preparo das lâminas, as regiões meristemáticas das radículas foram seccionadas, descartando o restante do material. O meristema foi fragmentado em pequenas porções com auxílio de um bisturi e uma gota de orceína acética a 1% foi adicionada sobre o material. A lâmina foi coberta com lamínula limpa, realizando um leve esmagamento do meristema para finalização do preparo.

4.9.2.2 Análise de lâminas

A análise das lâminas foi realizada seguindo as metodologias de Motter (2004), Coelho (2017) e Almeida et al. (2021). Em um microscópio óptico, foram contadas 2.500 células por UE, utilizando objetiva de 40x, diferenciando células em interfase, células em divisão celular e células que apresentaram anomalias, por meio do método de varredura (Figura 20).

FIGURA 20 – Demonstrativo do método de varredura



FONTE: Autoria própria (2026).

Com base nas contagens, foram calculados os índices microscópicos de toxicidade, relacionados à citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade (Quadro 5).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo são apresentados inicialmente de forma individual para cada fungo avaliado (*Candida sp.*, *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.*), sendo discutido os resultados referentes às análises físico-químicas, quantitativas e dos ensaios de toxicidade, considerando os diferentes sistemas experimentais e concentrações de lixiviado avaliadas.

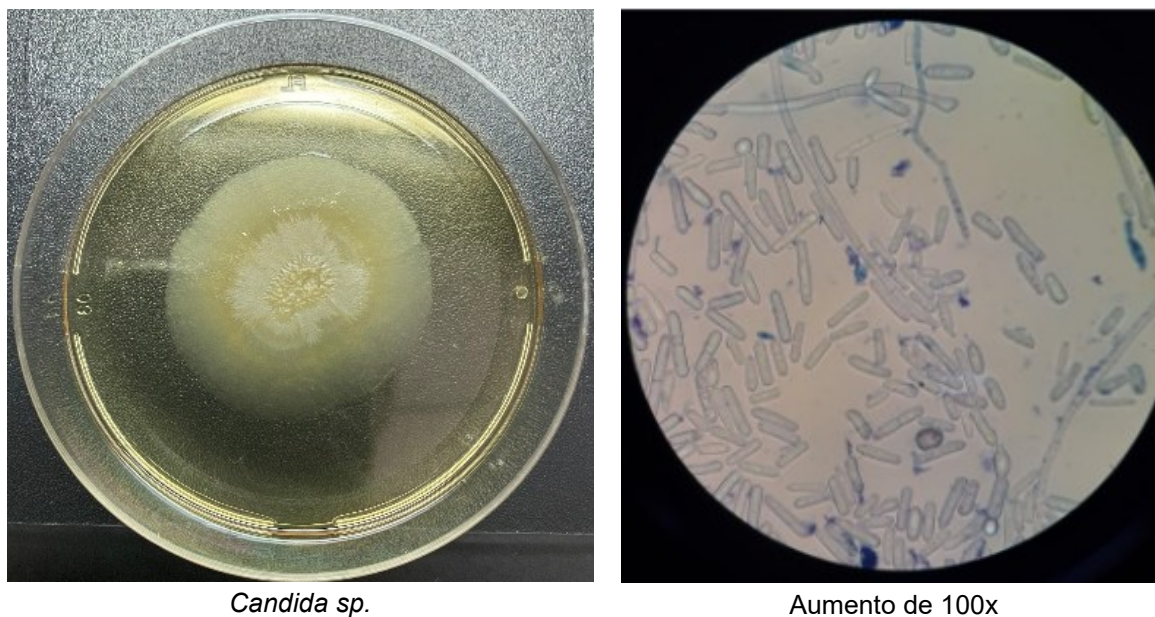
Após a apresentação dos resultados de forma isolada, foi realizada uma análise comparativa entre os diferentes fungos, com o objetivo de identificar as diferenças de desempenho dos fungos utilizados durante o processo de micorremediação.

5.1 FUNGOS AUTÓCTONES UTILIZADOS NA MICORREMEDIAÇÃO

A partir do lixiviado coletado no aterro sanitário, cresceram nas placas de Petri 43 colônias fúngicas com morfologias distintas. Dentre essas, 23 colônias foram selecionadas com base na recorrência, considerando que maior frequência pode indicar melhor adaptação às condições do efluente. A identificação das 23 colônias dos fungos selecionadas, com base em características macro e microscópicas, está apresentada no Apêndice 1.

Após identificação em nível de semelhança, foram selecionados quatro gêneros para aplicação nos ensaios de micorremediação: duas leveduras (*Candida sp.* e *Saccharomyces sp.*) e dois fungos filamentosos (*Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.*). A escolha desses gêneros foi fundamentada em pesquisa bibliográfica prévia, considerando seu potencial descrito na literatura para a degradação de compostos recalcitrantes e efluentes complexos.

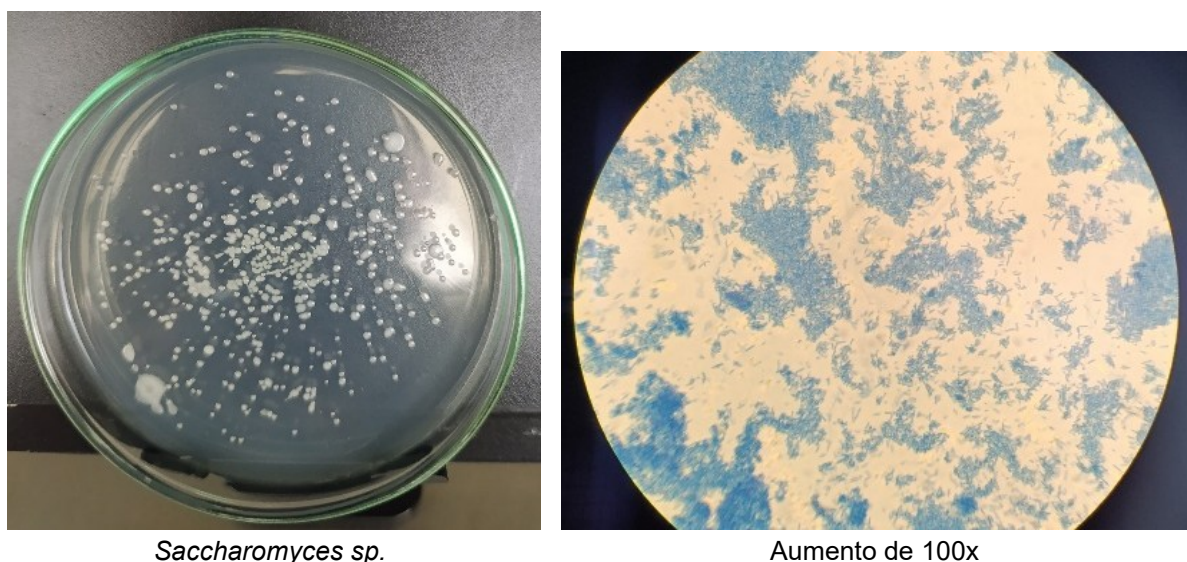
Espécies do gênero *Candida* (Figura 21) demonstram elevada eficiência na remoção de íons metálicos de soluções aquosas, atribuída principalmente à composição química da parede celular, rica em manoproteínas e glucanos capazes de complexar metais tóxicos. Além disso, a remoção por esse gênero não depende necessariamente de atividade metabólica, mas sim de interações físico-químicas na superfície celular, o que permite o uso da biomassa como bioadsorvente (Bhattacharyya, 2024; Liu et al., 2021; Hall e Gow, 2013; Dhankhar e Hooda, 2011; Soares et al., 2011).

FIGURA 21 – Características macroscópicas e microscópicas de *Candida sp.* isolada do lixiviado*Candida sp.*

Aumento de 100x

FONTE: Autoria própria (2026).

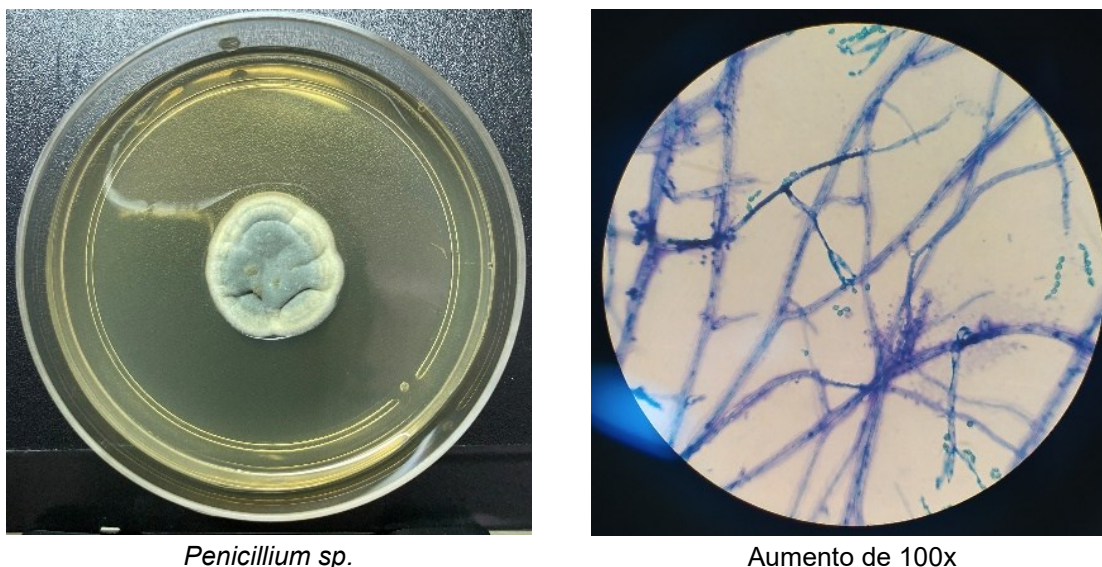
A Figura 22 apresenta as características macroscópicas e microscópicas da levedura *Saccharomyces sp.*

FIGURA 22 – Características macroscópicas e microscópicas de *Saccharomyces sp.* isolada do lixiviado*Saccharomyces sp.*

Aumento de 100x

FONTE: Autoria própria (2026).

A levedura *Saccharomyces sp.*, tanto viva quanto inativa, tem sido amplamente investigada como biossorbente de íons metálicos, apresentando alta afinidade por cátions metálicos e vantagens operacionais como baixo custo, alta

FIGURA 24 – Características macroscópica e microscópicas de *Penicillium sp.* isolada do lixiviado*Penicillium sp.*

Aumento de 100x

FONTE: Autoria própria (2026).

5.2 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

5.2.1 Comparação entre o lixiviado autoclavado e não autoclavado

Antes da montagem de cada sistema experimental, foram realizadas análises físico-químicas do lixiviado autoclavado e não autoclavado, com o objetivo de avaliar possíveis alterações decorrentes do processo de autoclavagem. A média aritmética dos resultados e seus respectivos desvios padrão estão apresentados na Tabela 6.

TABELA 6 – Média dos resultados das análises físico-químicas do lixiviado autoclavado (A) e não autoclavado (B)

UE	%	pH	Turbidez (NTU)	CA (PtCo)	CE (mS/cm)	DQO (mg/L)
A	25	9,2 ± 0,4	42 ± 16	1.338 ± 176	5 ± 1	1.437 ± 742
	50	9,2 ± 0,3	80 ± 33	2.530 ± 365	10 ± 2	2.561 ± 1.057
	75	9,2 ± 0,3	80 ± 31	3.635 ± 519	14 ± 3	3.633 ± 1.590
	100	9,3 ± 0,3	117 ± 64	5.085 ± 641	18 ± 3	4.918 ± 2.301
B	25	8,2 ± 1,2	27 ± 6	1.233 ± 190	7 ± 1	1.210 ± 488
	50	8,1 ± 0,2	51 ± 24	1.983 ± 568	12 ± 2	2.901 ± 1.834
	75	8,1 ± 0,3	105 ± 63	3.250 ± 1775	20 ± 7	3.773 ± 1.396
	100	8,1 ± 0,2	153 ± 98	4.350 ± 2012	24 ± 6	4.644 ± 1.754

UE = Unidade Experimental; A = lixiviado autoclavado; B = lixiviado não autoclavado; CA = cor aparente; CE = condutividade elétrica; DQO = Demanda Química de Oxigênio.

FONTE: Autoria própria (2026).

Para os dados apresentados na Tabela 6, não foi realizada análise estatística, pois essa etapa teve caráter descritivo, visando apenas verificar possíveis alterações físico-químicas decorrentes da autoclavagem antes da montagem dos sistemas experimentais. Dessa forma, os resultados foram expressos como média e desvio padrão, permitindo observar tendências gerais entre o lixiviado autoclavado e não autoclavado.

A autoclavação promove alterações físico-químicas no lixiviado em decorrência da inativação microbiana, da desnaturalização de proteínas e de possíveis reações de oxidação e/ou redução induzidas pelo aquecimento (Centers for Disease Control and Prevention, 2023). Essas modificações podem influenciar a disponibilidade de compostos orgânicos e metais, sendo relevantes para a interpretação dos ensaios de micorremediação.

O pH aumentou em todas as concentrações após a autoclavação. Enquanto o lixiviado autoclavado apresentou valores próximos à 9,0, o não autoclavado manteve-se na faixa de 8,0. Esse comportamento pode estar associado a reações térmicas que alteram o equilíbrio ácido-base do sistema (Papadimitriou, 2010). A elevação do pH pode modificar a solubilidade de metais e influenciar a resposta em ensaios de toxicidade (Farag, 2022; Ribeiro et al., 2021).

Quando se compara os valores obtidos para turbidez no sistema autoclavado e não autoclavado, percebe-se que houve aumento nas concentrações de A-25 e A-50 em comparação a B-25 e B-50 e redução em A-75 e A-100 em comparação com B-75 e B-100, indicando que o efeito da autoclavação sobre a fração particulada varia conforme a carga do lixiviado.

A CA aumentou após a autoclavação em todas as concentrações, sugerindo alteração na fração de compostos responsáveis pela coloração do lixiviado. Como a cor aparente está associada à presença de sólidos dissolvidos e partículas em suspensão, esse aumento pode indicar maior disponibilidade dessas frações na amostra após o processo térmico, sem evidência direta de remoção da matéria orgânica (Ramprasad et al., 2019).

Já a CE reduziu após a autoclavação em todas as concentrações, com diminuição máxima de 27,9% para A-75, indicando possível alteração na forma das espécies iônicas, sem necessariamente implicar remoção de sais (Xiang et al., 2025; Wang e Qiao, 2024).

A DQO não apresentou tendência consistente. Observou-se aumento em A-25 e A-100 e redução em A-50 e A-75, indicando que a autoclavação não promove remoção significativa da matéria orgânica, mas pode alterar sua composição (Batista et al., 2022).

De forma geral, a autoclavação promove alterações nos parâmetros físico-químicos do lixiviado, com efeitos dependentes da concentração. Essas diferenças devem ser consideradas na análise comparativa entre os sistemas experimentais.

5.2.2 Características físico-químicas antes e após o processo de micorremediação

Os dados referentes aos parâmetros físico-químicos dos dias 0, 7 e 14; e os ensaios de metais dos dias 0 e 14 estão apresentados no Apêndice 2.

Nesta subseção serão apresentados os dados físico-químicos por meio de *heatmaps* (mapas de calor), considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados. Foram utilizados apenas os valores obtidos ao final do experimento (14 dias de micorremediação). Para isso, foram estabelecidas as seguintes comparações:

- AI – A: lixiviado autoclavado inoculado versus lixiviado autoclavado sem inoculação;
- BI – B: lixiviado não autoclavado inoculado versus lixiviado não autoclavado sem inoculação.

Esse procedimento permitiu isolar a contribuição do fungo inoculado, minimizando a influência de outras variáveis do sistema experimental. Valores positivos indicam que houve aumento do parâmetro nos sistemas inoculados em relação ao controle correspondente (sistemas não inoculados), enquanto os valores negativos indicam redução do parâmetro nos sistemas inoculados, permitindo avaliar a influência da inoculação fúngica sobre os parâmetros analisados ao final do processo de micorremediação.

Ressalta-se que alguns valores foram removidos da análise por serem identificados como outliers pelo método *Median Absolute Deviation (MAD)*, sendo representados no *heatmap* como dados ausentes.

Para os ensaios de metais tóxicos a análise foi feita a partir de tabelas. Os resultados dos metais Cd e Cu revelaram concentrações abaixo do limite de detecção

do AAS, utilizado para as análises, por esse motivo, esses resultados foram excluídos da análise.

Os parâmetros físico-químicos para a levedura *Candida sp.* estão apresentados na Figura 25.

Para o pH, observa-se que a inoculação de *Candida sp.* promoveu aumento nas UEs CAN-AI-25, CAN-AI-50 e CAN-AI-75. Na UE CAN-AI-100, a diferença entre os sistemas inoculado e não inoculado foi de 0,05, indicando efeito baixo nessa concentração. Para BI-B, as diferenças são negativas em todas as concentrações avaliadas, sugerindo que a inoculação contribuiu para a redução do pH. Na UE CAN-BI-100, embora o valor seja negativo, encontra-se próximo de zero, indicando ausência de efeito relevante.

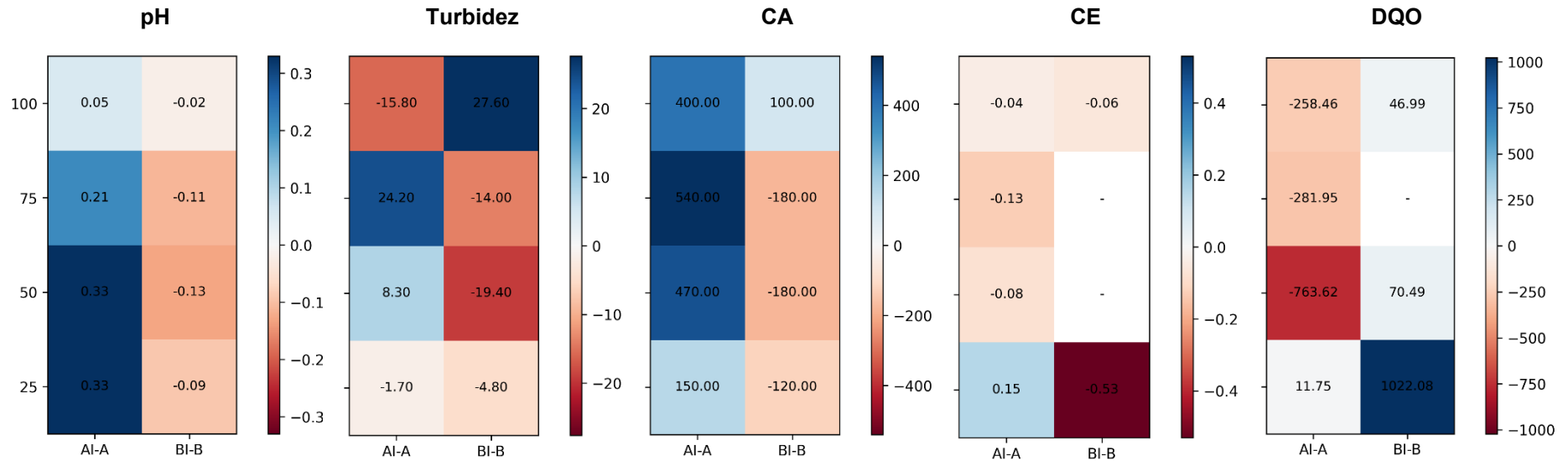
As diferenças entre os sistemas AI e A, para turbidez, apresentam valores positivos e negativos, indicando que a ação do fungo não foi homogênea, com aumento de até 24,20 NTU (UE CAN-AI-75) e redução de até 15,80 NTU (UE CAN-AI-100). Para BI-B, observa-se redução da turbidez em todas as UEs, com exceção da UE CAN-BI-100, que apresenta aumento desse parâmetro de 27,60 NTU.

Para a CA, as diferenças entre AI e A indicam aumento em todas as UEs, com destaque para CAN-AI-75, que apresenta incremento de 540 PtCo. Já para BI-B, predominam diferenças negativas, indicando redução da CA em todas as concentrações, exceto na UE CAN-BI-100, que apresenta aumento de 100 PtCo.

Em relação à CE, observa-se aumento em CAN-AI-25 (0,15 mS/cm), enquanto nas demais UEs a inoculação resultou em redução do parâmetro de até 0,13 mS/cm. Na UE CAN-AI-100, o valor próximo de zero indica efeito da inoculação pouco relevante. As diferenças entre BI e B são negativas nas UEs CAN-BI-25 e CAN-BI-100. Para CAN-BI-50 e CAN-BI-75, foram observadas reduções de 76,75 e 57,95 mS/cm, respectivamente; devido ao valor elevado, esses dados foram classificados como *outliers* e não representados no *heatmap*.

Para a DQO, em AI-A predominam reduções, com destaque para CAN-AI-50, que apresentou diminuição de 763,62 mg/L. A UE CAN-AI-25 apresenta aumento de 11,75 mg/L. Em BI-B, predominam diferenças positivas, indicando aumento da DQO após a inoculação. Nas UEs CAN-BI-25 e CAN-BI-75, os aumentos foram de 1.022,08 e 13.181,26 mg/L, respectivamente, sendo o último valor classificado como *outlier* e não representados no *heatmap*. Em CAN-BI-50 e CAN-BI-100 os aumentos foram menores, de 70,49 e 46,99 mg/L.

FIGURA 25 – *Heatmap* dos parâmetros físico-químicos obtidos para a *Candida sp.* ao final dos ensaios de micorremediação (14 dias), considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados (AI-A e BI-B)



AI = Lixiviado autoclavado inoculado; A = Lixiviado autoclavado; BI = Lixiviado não autoclavado inoculado; B = Lixiviado não autoclavado; CA = Cor Aparente; CE = Condutividade elétrica; DQO = Demanda química de oxigênio

FONTE: Autoria própria (2026).

Na Tabela 7 são apresentadas as concentrações de metais tóxicos determinadas nos sistemas experimentais contendo *Candida sp.*, no início (dia 0) e ao final do processo de micorremediação (dia 14).

TABELA 7 – Concentrações de metais tóxicos nos sistemas experimentais com *Candida sp.* nos dias 0 e 14 de micorremediação

Amostra		Cr (mg/L)		Ni (mg/L)		Pb (mg/L)		Zn (mg/L)	
		Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14
A	25	0,19	0,19	0,21	<0,05	0,32	<0,15	0,72	0,53
	50	0,25	0,22	0,23	0,05	0,33	<0,15	2,02	0,83
	75	0,29	0,29	0,28	0,06	0,33	<0,15	1,02	0,53
	100	0,36	0,36	0,29	0,09	0,32	<0,15	1,65	0,47
AI	25	0,19	0,11	0,21	<0,05	0,32	<0,15	0,72	0,27
	50	0,25	0,22	0,23	<0,05	0,33	<0,15	2,02	0,78
	75	0,29	0,24	0,28	0,06	0,33	<0,15	1,02	0,28
	100	0,36	0,27	0,29	<0,05	0,32	<0,15	1,65	1,08
B	25	0,19	0,19	0,17	<0,05	0,34	<0,15	0,62	0,43
	50	0,22	0,23	0,20	<0,05	0,34	<0,15	0,69	0,93
	75	0,26	0,26	0,21	0,05	0,31	<0,15	0,83	0,53
	100	0,28	0,27	0,24	0,05	0,32	<0,15	0,79	0,76
BI	25	0,19	0,19	0,17	<0,05	0,34	<0,15	0,62	0,29
	50	0,22	0,23	0,20	<0,05	0,34	<0,15	0,69	0,68
	75	0,26	0,26	0,21	0,05	0,31	<0,15	0,83	0,32
	100	0,28	0,29	0,24	<0,05	0,32	<0,15	0,79	0,32

A = lixiviado autoclavado; AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado; Cr = cromo; Ni = níquel; Pb = chumbo; Zn = zinco

FONTE: Autoria própria (2026).

Para o Cr, observa-se que no sistema A os valores quase não variaram entre o dia 0 e o dia 14. Já no sistema AI, houve redução de Cr para todas as UEs avaliadas, com valores passando de 0,19–0,36 mg/L no dia 0 para 0,11–0,27 mg/L no dia 14. Nos sistemas B e BI os valores finais foram próximos aos observados no início do experimento.

Para o Ni, observa-se redução das concentrações ao final do experimento para todos os sistemas. No sistema A observasse que para a menor UE (CAN-A-25) a concentração do metal ficou abaixo do limite de quantificação. As outras UEs tiveram redução de aproximadamente 76% (CAN-A-50) 69% (CAN-A-100). No sistema AI as UEs CAN-AI-25, CAN-AI-50 e CAN-AI-100 apresentaram concentrações abaixo da quantificação do sistema, a UE CAN-AI-75 reduziu de 0,28 para 0,06 mg/L. Nos sistemas B e BI os valores finais também permanecem baixos, sendo iguais ou inferiores a 0,05 mg/L, limite de detecção do AAS.

Em relação ao Pb, observa-se que as concentrações no dia 14 permanecem abaixo do limite de detecção do equipamento (0,15 mg/L) em todos os tratamentos avaliados, indicando redução da concentração de Pb.

No sistema A a concentração de Zn inicia em 0,72–2,02 mg/L (dia 0), diminuindo para 0,53–83 mg/L no dia 14. No sistema AI as reduções são maiores, chegando a 72% (CAN-AI-75). No sistema B as diferenças entre dia 0 e o dia 14 são menores com redução máxima de 36,14% para CAN-B-75, também observasse aumento da concentração de zinco para a UE CAN-B-50. No sistema BI os valores passam de 0,62 - 0,83 mg/L no dia 0 para 0,29 - 0,32 no dia 14, reduzindo até 61% na UE CAN-B-75.

A inoculação de *Candida sp.* no lixiviado de aterro sanitário apresentou comportamentos distintos entre os sistemas avaliados, influenciando principalmente os parâmetros turbidez, CA, DQO, Cr e Zn, enquanto os demais apresentaram alterações menores ao final do período do experimento.

No sistema AI, correspondente ao ambiente alterado pela autoclavação, observou-se aumento da turbidez para as concentrações 50 e 75 e redução nas concentrações 25 e 100. A CA, parâmetro associado à presença de sólidos suspensos e dissolvidos, aumentou em todas as concentrações. Considerando a redução da turbidez em algumas UEs, esse aumento pode indicar transformação parcial da matéria particulada em frações dissolvidas, possivelmente mais simples, acompanhada de redução parcial da carga orgânica mais oxidável, conforme sugerido pela diminuição da demanda química de oxigênio (DQO) no sistema AI, com exceção da UE CAN-AI-25 (Pavlovic et al., 2022; Zafiu et al., 2022; Sem et al., 2016). Em relação aos metais tóxicos, os resultados indicam que o processo de micorremediação promoveu redução nas concentrações de Cr e Zn.

No sistema BI, representativo de uma condição mais próxima do sistema real, a ação da levedura inoculada resultou na redução dos parâmetros turbidez e CA. Como exceção, a UE CAN-100 apresentou aumento nesses parâmetros. Além disso, verificou-se aumento da DQO nesse sistema. A redução da turbidez e da CA, associada ao aumento da DQO, pode indicar transformação da matéria orgânica particulada em matéria orgânica dissolvida, aumentando a fração oxidável detectada na análise. Esse comportamento pode estar relacionado à atividade dos microrganismos, que pode ter contribuído para a produção ou disponibilização de maior quantidade de compostos orgânicos na fração líquida (Novoa et al., 2025). O

aumento pontual da turbidez e da CA também pode estar associado ao crescimento da biomassa fúngica e à presença de células, metabólitos ou partículas em suspensão no meio. Em relação aos metais tóxicos, os resultados indicam que a ação da levedura promoveu redução nas concentrações de Zn.

Ilyas et al. (2020), Haydar et al. (2016), Ahmad et al. (2013), Baysal et al. (2009) e Muter et al. (2002) investigaram a eficiência de diferentes cepas de *Candida* na remoção de metais tóxicos. De modo geral, esses estudos indicam que a levedura apresenta potencial para a remediação desses contaminantes. No entanto, a eficiência de remoção depende de fatores como pH, biomassa fúngica e características do efluente. Em sistemas contendo mais de um metal, a interação entre co-contaminantes pode favorecer ou prejudicar a remoção de determinados elementos.

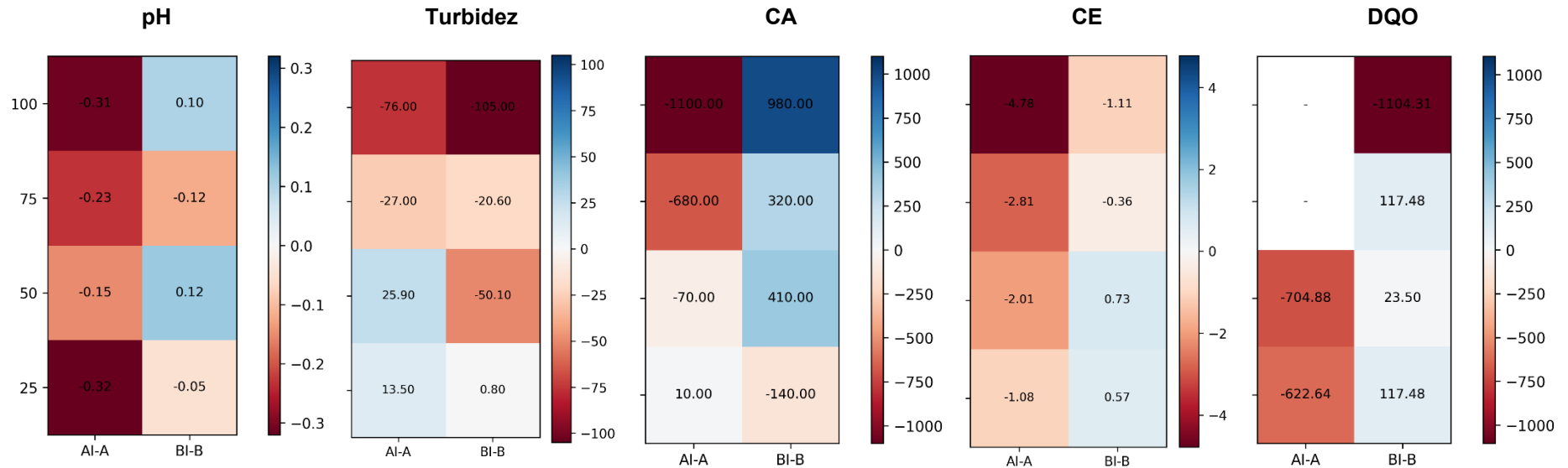
Além disso, cabe destacar que a análise apresentada nesta seção se refere, inicialmente, aos efeitos da inoculação do microrganismo, considerando a comparação entre os sistemas inoculados e não inoculados ao final da microrremediação, a fim de identificar sua ação isolada. Assim, essa etapa não contempla a remoção ou o acréscimo dos parâmetros na comparação entre os tempos inicial e final. Na seção 5.5, será avaliado o quanto o fungo alterou esses parâmetros ao longo da microrremediação, por meio da comparação entre o dia 0 e o dia 14.

O heatmap dos parâmetros físico-químicos para a *Saccharomyces* sp. está apresentado na Figura 26.

Para o pH, observa-se redução com a inoculação para AI-A em todas as concentrações avaliadas, com maiores diferenças nas UEs SAC-AI-25 (-0,32) e SAC-AI-100 (-0,31). Em BI-B, o comportamento é variável, com leve aumento nas UEs SAC-BI-50 (0,12) e SAC-BI-100 (0,10). Na UE SAC-BI-75, a diferença é de -0,12, indicando redução. Para SAC-BI-25, o valor negativo é próximo de zero, indicando ausência de efeito relevante.

Na turbidez, observa-se aumento nas UEs SAC-AI-25 e SAC-AI-50 (13,50 e 25,90 NTU), enquanto nas UEs SAC-AI-75 e SAC-AI-100 ocorre redução (-27,00 e -76,00 NTU). Em BI-B predominam valores negativos nas UEs SAC-BI-100, SAC-BI-75 e SAC-BI-50, chegando a -105,00 NTU. Na UE SAC-BI-25, a diferença é de 0,80 NTU, indicando aumento.

FIGURA 26 – *Heatmap* dos parâmetros físico-químicos obtidos para a *Saccharomyces sp.* ao final dos ensaios de micorremediação (14 dias), considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados (AI-A e BI-B)



AI = Lixiviado autoclavado inoculado; A = Lixiviado autoclavado; BI = Lixiviado não autoclavado inoculado; B = Lixiviado não autoclavado; CA = Cor Aparente; CE = Condutividade elétrica; DQO = Demanda química de oxigênio

FONTE: Autoria própria (2026).

Para a CA, em AI-A predominam valores negativos nas UEs SAC-AI-50, SAC-AI-75 e SAC-AI-100, com redução de até -1.100 PtCo. Na UE SAC-AI-25, observa-se valor positivo (10 PtCo). Em BI-B, predominam valores positivos em todas as concentrações, chegando a 980 PtCo, exceto na UE SAC-BI-25, onde ocorre redução (-140 PtCo).

Para a CE, em AI-A observam-se valores negativos em todas as concentrações avaliadas, variando de -1,08 (SAC-AI-25) a -4,78 (SAC-AI-100). Em BI-B, há valores positivos nas UEs SAC-BI-25 e SAC-BI-50, enquanto nas concentrações de 75% e 100% predominam valores negativos.

Para a DQO, em AI-A predominam valores negativos em todas as concentrações avaliadas. Os valores observados nas UEs SAC-AI-75 (-1.550,74) e SAC-AI-100 (-2.890,01) foram classificados como *outliers*. Em BI-B, observa-se valor negativo na UE SAC-BI-100 (-1.104,31 mg/L), enquanto nas demais concentrações predominam valores positivos, chegando a 117,48 mg/L, indicando comportamento não uniforme.

Na Tabela 8 são apresentadas as concentrações de metais tóxicos determinadas nos sistemas experimentais contendo *Saccharomyces sp.*, no início (dia 0) e ao final do processo de micorremediação (dia 14).

TABELA 8 – Concentrações de metais tóxicos nos sistemas experimentais com *Saccharomyces sp.* nos dias 0 e 14 de micorremediação

Amostra		Cr (mg/L)		Ni (mg/L)		Pb (mg/L)		Zn (mg/L)	
		Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14
A	25	0,19	0,19	0,21	<0,05	0,32	<0,15	0,72	0,54
	50	0,25	0,24	0,23	<0,05	0,33	<0,15	2,02	1,60
	75	0,29	0,27	0,28	0,05	0,33	<0,15	1,02	0,38
	100	0,36	0,23	0,29	<0,05	0,32	<0,15	1,65	1,38
AI	25	0,19	0,18	0,21	<0,05	0,32	<0,15	0,72	0,16
	50	0,25	0,20	0,23	<0,05	0,33	<0,15	2,02	1,66
	75	0,29	0,23	0,28	<0,05	0,33	<0,15	1,02	0,42
	100	0,36	0,26	0,29	0,05	0,32	<0,15	1,65	1,24
B	25	0,19	0,19	0,17	<0,05	0,34	<0,15	0,62	0,35
	50	0,22	0,23	0,20	<0,05	0,34	<0,15	0,69	0,39
	75	0,26	0,26	0,21	0,05	0,31	<0,15	0,83	0,39
	100	0,28	0,26	0,24	0,07	0,32	<0,15	0,79	0,71
BI	25	0,19	0,19	0,17	<0,05	0,34	<0,15	0,62	0,15
	50	0,22	0,23	0,20	<0,05	0,34	<0,15	0,69	0,47
	75	0,26	0,25	0,21	<0,05	0,31	<0,15	0,83	0,51
	100	0,28	0,24	0,24	<0,05	0,32	<0,15	0,79	0,42

A = lixiviado autoclavado; AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado; Cr = cromo; Ni = níquel; Pb = chumbo; Zn = zinco

FONTE: A autoria própria (2026).

Os valores obtidos para o Cr no sistema A no dia 0 são muito próximos do dia 14, indicando que não houve reduções desse metal, com exceção para a UE CAN-A-100 que foi de 0,36 no dia 0 para 0,23 no dia 14. No sistema AI observasse redução nas UEs CAN-AI-50, CAN-AI-75 e CAN-AI-100. Já nos sistemas B e BI os valores obtidos no dia 14 são muitos próximos do dia 0, com exceção da UE CAN-BI-100, que obteve leve redução de 14%.

Para o Ni, os resultados indicam queda das concentrações em todas as UEs ao final do período experimental. Enquanto do dia 0 a concentração de Ni varia entre 0,17 a 0,29 mg/L nos sistemas A, AI, B e BI, no dia 14 os valores ficaram próximos ou inferiores ao limite de detecção do AAS (0,05 mg/L).

No caso do Pb, no dia 0 a concentração varia entre 0,31 a 0,34 mg/L, enquanto no dia 14, todas as amostras apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método (<0,15 mg/L), indicando redução da concentração de Pb.

Os resultados de Zn indicam comportamento mais heterogêneo entre os sistemas. No sistema A ocorre diminuição das concentrações com destaque para a UE SAC-A-75 que obteve redução de 63%. No sistema AI também predominam valores finais inferiores aos iniciais no dia 14, com destaque para a UE SAC-AI-25, com 78% de redução. Nos sistemas B as concentrações passaram de 0,62 a 0,83 mg/L para 0,35 a 0,71 mg/L. Para o sistema BI, observasse reduções de até 75,8% (SAC-BI-25).

De modo geral, os resultados indicam que a inoculação de *Saccharomyces sp.* influenciou principalmente os parâmetros turbidez, CA, DQO e Zn, enquanto os demais apresentaram alterações menores ao final do período de micorremediação.

No sistema AI, a ação do microrganismo sobre a turbidez mostrou-se dependente da concentração de lixiviado, com aumento nas menores concentrações (25 e 50) e redução nas maiores (75 e 100). Para a CA, observou-se redução em todas as UEs, com exceção da UE SAC-AI-25, que apresentou aumento. Para a DQO e o Zn, houve redução em todas as UEs.

No sistema BI, por sua vez, verificou-se redução da turbidez em todas as UEs, com exceção da UE SAC-BI-25, que não apresentou diferença relevante com a inoculação da levedura. Para CA e DQO, observou-se predomínio de aumentos, com exceção da UE SAC-BI-25 para CA e da UE SAC-BI-100 para DQO, nas quais houve redução desses parâmetros. Para Zn observou-se redução em todas as UEs.

A elevação de turbidez observada no sistema AI pode ser explicada pelo aumento da biomassa celular em suspensão, uma vez que a proliferação da levedura no efluente tende a elevar a quantidade de partículas dispersas no meio. De modo semelhante, o aumento da DQO pode estar relacionado à liberação de matéria orgânica pela própria levedura. Quanto à cor aparente, seu aumento pode ocorrer em função da presença de células, detritos celulares e metabólitos liberados no meio, os quais interferem na absorvância e alteram a coloração da amostra. Assim, aumentos nesses parâmetros nem sempre indicam piora do efluente original, mas podem refletir também a contribuição da biomassa fúngica e de seus subprodutos ao longo do processo biológico (Feng et al., 2024; Izah e Ohimain, 2017; Martínez et al., 2016).

Na Figura 27 pode-se visualizar os resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos ao final do processo de micorremediação utilizando *Aspergillus sp.*, considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados (AI-A e BI-B).

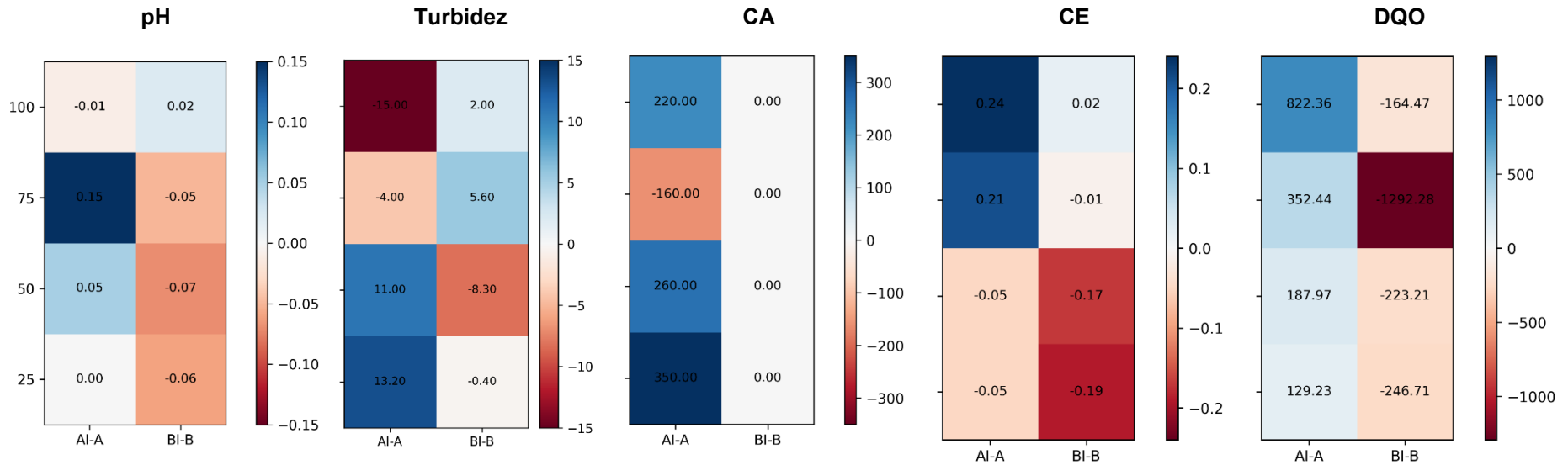
Para o pH, as alterações são pequenas em todas as concentrações avaliadas. Em AI-A, observa-se leve aumento do parâmetro na UE ASP-AI-75 (0,15), enquanto nas demais concentrações, os valores foram próximos de zero. Em BI-B predominam valores negativos com exceção da UE ASP-100, com valores muito próximos de zero.

Na turbidez, observa-se comportamento distinto entre as concentrações. Em AI-A, há valores positivos nas UEs ASP-AI-25 e ASP-AI-50, chegando a 13,20 NTU, enquanto nas UEs ASP-AI-75 e ASP-AI-100 ocorrem valores negativos (- 4 e - 15 NTU). Em BI-B, de modo contrário, observam-se valores positivos nas UEs ASP-BI-75 e ASP-BI-100 (5,60 e 2,00, NTU), enquanto nas UEs ASP-BI-25 e ASP-BI-50 predominam valores negativos, sendo - 0,40 NTU e - 8,30 NTU, respectivamente.

Para a CA, em AI-A observam-se valores positivos mais elevados em todas as UEs, com exceção da UE ASP-AI-75, onde ocorre valor negativo de 160 PtCo. Em BI-B, os valores são iguais a zero em todas as concentrações, indicando ausência de diferença entre os sistemas.

Para a CE, em AI-A observam-se valores positivos nas UEs ASP-AI-75 (0,21 mS/cm) e ASP-AI-100 (0,24 mS/cm). Nas UEs ASP-AI-25 e ASP-AI-50, os valores são próximos de zero. Em BI-B, predominam valores negativos nas UEs ASP-BI-25 (- 0,19 mS/cm) e ASP-BI-50 (- 0,17 mS/cm). Nas UEs ASP-BI-75 e ASP-BI-100, os valores permanecem próximos de zero.

FIGURA 27 – Heatmap dos parâmetros físico-químicos obtidos para o *Aspergillus sp.* ao final dos ensaios de micorremediação (14 dias), considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados (AI-A e BI-B)



AI = Lixiviado autoclavado inoculado; A = Lixiviado autoclavado; BI = Lixiviado não autoclavado inoculado; B = Lixiviado não autoclavado; CA = Cor Aparente; CE = Condutividade elétrica; DQO = Demanda química de oxigênio

FONTE: Autoria própria (2026).

Em relação à DQO, em AI-A observam-se valores positivos em todas as concentrações, com destaque para a UE ASP-AI-100, na qual a diferença atingiu 822,36 mg/L. Em contrapartida, para BI-B, observa-se valores negativos para todas as concentrações, com destaque para a UE ASP-BI-75 (-1293,28 mg/L).

Na Tabela 9 pode-se observar os dados das concentrações de metais tóxicos determinadas nos sistemas experimentais contendo *Aspergillus sp.* no início (dia 0) e ao final do processo de micorremediação (dia 14).

TABELA 9 – Concentrações de metais tóxicos nos sistemas experimentais com *Aspergillus sp.* nos dias 0 e 14 de micorremediação

Amostra	Cr (mg/L)		Ni (mg/L)		Pb (mg/L)		Zn (mg/L)		
	Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14	
A	25	0,20	0,20	0,17	<0,05	0,33	<0,15	0,30	0,32
	50	0,25	0,24	0,22	<0,05	0,35	<0,15	0,35	0,68
	75	0,33	0,28	0,29	<0,05	0,48	<0,15	0,48	0,56
	100	0,39	0,33	0,31	0,17	0,89	<0,15	0,89	0,39
AI	25	0,20	0,19	0,17	<0,05	0,33	<0,15	0,30	0,29
	50	0,25	0,24	0,22	0,07	0,35	<0,15	0,35	0,46
	75	0,33	0,30	0,29	<0,05	0,48	<0,15	0,48	0,98
	100	0,39	0,32	0,31	<0,05	0,89	<0,15	0,89	0,97
B	25	0,19	0,20	0,15	0,05	0,24	<0,15	0,24	0,41
	50	0,24	0,25	0,20	0,08	0,29	<0,15	0,29	0,58
	75	0,29	0,28	0,24	0,14	0,42	<0,15	0,42	0,38
	100	0,33	0,32	0,29	0,17	0,72	<0,15	0,72	0,39
BI	25	0,19	0,20	0,15	0,05	0,24	<0,15	0,24	0,42
	50	0,24	0,24	0,20	0,09	0,29	<0,15	0,29	0,63
	75	0,29	0,27	0,24	0,15	0,42	<0,15	0,42	0,35
	100	0,33	0,31	0,29	0,18	0,72	<0,15	0,72	0,41

A = lixiviado autoclavado; AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado; Cr = cromo; Ni = níquel; Pb = chumbo; Zn = zinco
 FONTE: Autoria própria (2026).

Para o Cr, observa-se redução das concentrações ao final do experimento na UE ASP-A-75 e ASP-A-100, que passaram de 0,33 e 0,39 para 0,28 e 0,33 mg/L respectivamente. No sistema AI, os valores no dia 14 permanecem próximos dos valores iniciais do experimento (dia 0), com exceção da UE ASP-AI-100, que obteve redução de 18%. Nos sistemas B e BI também são observadas diminuições pequenas, mantendo concentrações finais (dia 14) próximas das iniciais (dia 0).

Em relação ao Ni, verifica-se diminuição das concentrações. No sistema A os valores finais ficam próximos ou inferiores a 0,05 mg/L, exceto na UE ASP-A-100 que obteve concentração de 0,17 mg/L no dia 14. No sistema AI o comportamento é semelhante, com valores inferiores a 0,05 nas UEs ASP-AI-25, ASP-AI-75 e ASP-AI-100. Para os sistemas B e BI, a redução na concentração de Ni é menor, variando de

0,17 a 0,29 mg/L no dia 0 para ambos os sistemas para 0,05 a 0,17 mg/L (sistema B) e 0,05 a 0,18 mg/L (sistema BI) no dia 14.

Para o Pb, todas as amostras apresentaram valores inferiores ao limite de detecção do método (<0,15 mg/L) no dia 14.

Os resultados de Zn indicam comportamento mais variável entre os sistemas. No sistema A observasse aumento nas UEs ASP-A-50 e ASP-A-75. A UE ASP-A-25 não apresenta diferença relevante entre dia 0 e dia 14 e na UE ASP-A-100 ocorre redução. No sistema AI todas as UEs aumentaram (exceto a UE ASP-AI-25 que não apresentou muita diferença), com destaque para a UE ASP-AI-75 que aumentou aproximadamente 104%. Nos sistemas B e BI as UEs ASP-25 e ASP-50 também aumentaram, chegando a 100% de aumento para B e 117% para BI. As concentrações no dia 14 para as UEs ASP-75 e ASP-100 reduziram em até 45% (sistema B) e 43% (sistema BI) com relação ao dia 0.

De modo geral, os resultados indicam que a inoculação de *Aspergillus sp.* influenciou principalmente os parâmetros CA e DQO, com comportamentos distintos entre os sistemas AI e BI.

No sistema AI, observou-se aumento da CA em todas as UEs, com exceção da UE ASP-AI-75, que apresentou redução. Esse comportamento foi semelhante ao observado para *Candida sp.*, podendo estar relacionado aos mesmos fatores discutidos anteriormente, como interferência de metabólitos fúngicos na leitura espectrofotométrica e a liberação de pigmentos pelo fungo.

A DQO também foi influenciada pela inoculação fúngica em ambos os sistemas avaliados. No sistema AI, observou-se aumento desse parâmetro em todas as UEs, enquanto, no sistema BI, houve redução da DQO em todas as UEs.

Em relação à DQO, a literatura indica que a atuação de *Aspergillus sp.* pode variar de acordo com as condições do tratamento e as características do efluente. Santaella et al. (2009) empregaram *Aspergillus sp.* no tratamento de efluente de refinaria de petróleo, verificando que o fungo auxiliou na remoção da DQO. Além disso, os autores destacam que maiores tempos de tratamento favoreceram a remoção desse parâmetro. Em contrapartida, Santos et al. (2024), ao utilizarem o fungo no tratamento de efluente de indústria de papel, relataram aumento da DQO ao final do experimento, comportamento semelhante ao observado no sistema AI do presente estudo.

Em conjunto, esses resultados reforçam que a resposta da DQO à inoculação de *Aspergillus sp.* pode variar entre os sistemas avaliados, com aumento no sistema AI e redução no sistema BI, evidenciando a influência das condições experimentais sobre o comportamento do fungo.

Na Figura 28 pode-se visualizar os resultados dos parâmetros físico-químicos obtidos ao final do processo de micorremediação utilizando *Penicillium sp.*

Para o pH, os valores permaneceram próximos de zero na maior parte das concentrações, com exceção das UEs PEN-AI-25 (-0,8) e PEN-BI-50 (-0,24), que apresentaram diferenças mais evidentes.

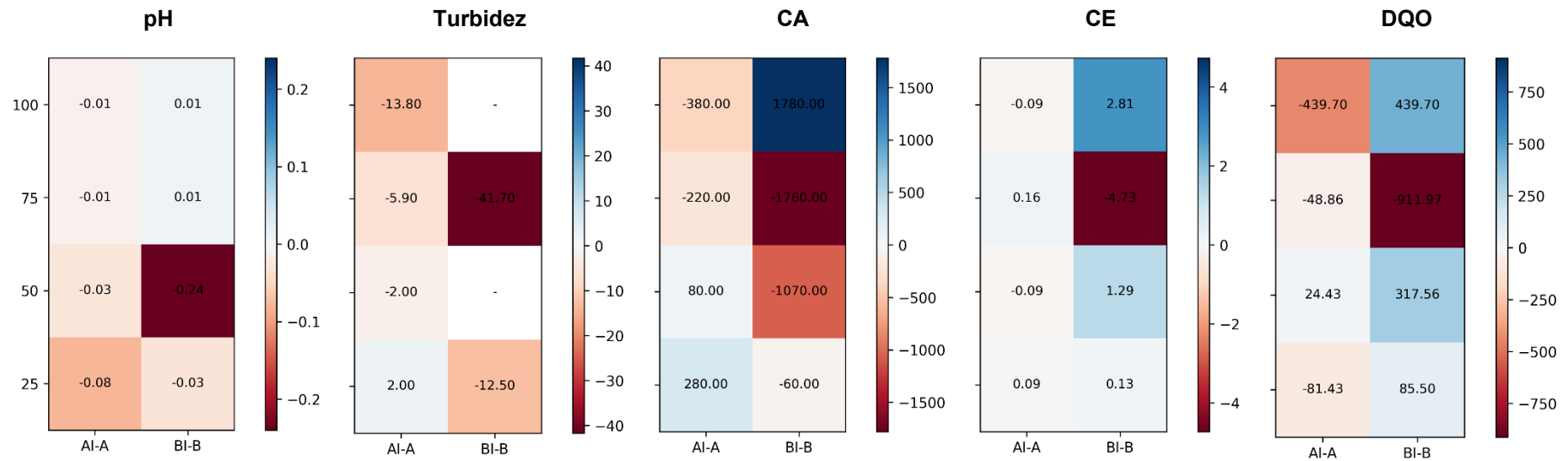
Na turbidez, em AI-A predominam valores negativos, variando de -2,00 a -13,80, com exceção da UE PEN-AI-25, que apresenta valor positivo. Em BI-B, observam-se valores negativos nas UEs PEN-BI-25 (-12,50) e PEN-BI-75 (-41,70). As UEs PEN-BI-50 e PEN-BI-100 foram consideradas *outliers*, com valores de 72,10 e -82,70.

Para a CA, em AI-A há valores positivos nas UEs PEN-AI-25 e PEN-AI-50, chegando a um aumento de 280 PtCo, enquanto nas UEs PEN-AI-75 e PEN-AI-100 ocorrem valores negativos, atingindo redução de -380 PtCo. Em BI-B, as UEs PEN-BI-25, PEN-BI-50 e PEN-BI-75 apresentam valores negativos, com destaque para as concentrações de 25 e 50 (-1070 e -1760). A UE PEN-BI-100 apresenta valor positivo de 1780.

A CE apresentou diferença entre os sistemas AI e A, onde os valores variaram de -0,09 a 0,16. Em BI-B, predominam valores positivos nas UEs PEN-BI-25, PEN-BI-50 e PEN-BI-100, variando de 0,13 a 2,81. A UE PEN-BI-75 apresenta valor negativo de -4,73.

Para DQO, em AI-A, predominam valores negativos, como PEN-AI-100 (-439,70), PEN-AI-75 (-48,86) e PEN-AI-25 (-81,43), enquanto PEN-AI-50 apresenta valor positivo. Em BI-B, predominam valores positivos, com destaque para PEN-BI-100 (439,70) e PEN-BI-50 (317,56). A UE PEN-BI-75 apresenta valor negativo (-912).

FIGURA 28 – Heatmap dos parâmetros físico-químicos obtidos para o *Penicillium sp.* ao final dos ensaios de micorremediação (14 dias), considerando as diferenças entre os sistemas inoculados e não inoculados (AI-A e BI-B)



AI = Lixiviado autoclavado inoculado; A = Lixiviado autoclavado; BI = Lixiviado não autoclavado inoculado; B = Lixiviado não autoclavado; CA = Cor Aparente; CE = Condutividade elétrica; DQO = Demanda química de oxigênio

FONTE: Autoria própria (2026).

Na Tabela 10 são apresentadas as concentrações de metais tóxicos determinadas nos sistemas experimentais contendo *Penicillium sp.*, no início (dia 0) e ao final do processo de micorremediação (dia 14).

TABELA 10 – Concentrações de metais tóxicos nos sistemas experimentais com *Penicillium sp.* nos dias 0 e 14 de micorremediação

Amostra		Cr (mg/L)		Ni (mg/L)		Pb (mg/L)		Zn (mg/L)	
		Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14	Dia 0	Dia 14
A	25	0,20	0,24	0,17	0,18	0,33	0,23	0,30	0,16
	50	0,25	0,35	0,22	0,25	0,35	0,23	0,35	0,22
	75	0,33	0,42	0,29	0,30	0,48	0,26	0,48	0,31
	100	0,39	0,49	0,31	0,33	0,89	0,27	0,89	0,38
AI	25	0,20	0,20	0,17	0,15	0,33	0,15	0,30	0,12
	50	0,25	0,33	0,22	0,20	0,35	0,18	0,35	0,24
	75	0,33	0,43	0,29	0,26	0,48	0,19	0,48	0,34
	100	0,39	0,51	0,31	0,33	0,89	0,22	0,89	0,41
B	25	0,19	0,23	0,15	0,22	0,24	0,27	0,24	0,46
	50	0,24	0,35	0,20	0,30	0,29	0,32	0,29	1,48
	75	0,29	0,45	0,24	0,38	0,42	0,32	0,42	0,83
	100	0,33	0,46	0,29	0,34	0,72	0,27	0,72	0,72
BI	25	0,19	0,25	0,15	0,24	0,24	0,30	0,24	0,81
	50	0,24	0,41	0,20	0,34	0,29	0,33	0,29	2,15
	75	0,29	0,40	0,24	0,31	0,42	0,30	0,42	1,51
	100	0,33	0,56	0,29	0,41	0,72	0,31	0,72	1,94

A = lixiviado autoclavado; AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado; Cr = cromo; Ni = níquel; Pb = chumbo; Zn = zinco

FONTE: Autoria própria (2026).

Para o Cr, observa-se aumento das concentrações ao final do experimento em todos os sistemas, com exceção da UE PEN-AI-25, que manteve o valor de Cr durante o experimento.

As concentrações de Ni se mantiveram próximas nos sistemas A e AI ao final do experimento. Já nos sistemas B e BI observasse que os valores aumentaram após os 14 dias de micorremediação.

Para o Pb, observa-se redução das concentrações em relação aos valores iniciais nos sistemas A e AI ao final do experimento. Nos sistemas B e BI os valores aumentam no dia 14, nas UEs PEN-25 e PEN-50 chegando a um acréscimo de 13% (PEN-B-25) e 25% (PEN-BI-25), as UEs PEN-75 e PEN-100 obtiveram reduções de até 63% (PEN-B-100) e 57% (PEN-BI-100).

Os resultados de Zn para o sistema A indicam redução da concentração em todas as amostras avaliadas, com destaque para PEN-A-100 (redução de 57%). Para o sistema AI também é possível observar a redução das concentrações no dia 14, onde os valores passaram de 0,30 a 0,89 mg/L no dia 0 para 0,12 a 0,41 mg/L no dia

14. Em contraste, nos sistemas B e BI ocorrem aumentos nas concentrações de Zn, especialmente nas UEs PEN-B-50 (acréscimo de 410%) no sistema B e PEN-BI-25, PEN-BI-50 e PEN-BI-75 (acréscimos de 237, 641 e 259% respectivamente) no sistema BI.

De modo geral, os resultados obtidos para *Penicillium sp.* indicam que a inoculação influenciou principalmente os parâmetros turbidez, CA, DQO e Zn, evidenciando respostas distintas entre os sistemas AI e BI.

No sistema AI, a influência da inoculação sobre a turbidez foi mais evidente na concentração 100. Para a CA, observou-se aumento nas concentrações mais baixas (25 e 50) e redução nas concentrações mais altas (75 e 100). Em relação à DQO, houve redução em todas as UEs, com exceção da UE PEN-AI-50.

No sistema BI, por sua vez, verificou-se predomínio de reduções para turbidez e CA, com exceção da UE PEN-BI-50, que apresentou aumento da turbidez, e da UE PEN-BI-100, que apresentou aumento da CA. Em relação à DQO, observou-se aumento em todas as UEs, com exceção da UE PEN-BI-75. Quanto ao Zn, verificou-se aumento das concentrações desse metal em todas as UEs.

A variação da CA ocorre em associação com a turbidez, uma vez que materiais suspensos e matéria orgânica particulada tendem a influenciar ambos os parâmetros (Fazolo et al., 2021). No caso do Zn, a literatura indica que espécies de *Penicillium* podem tanto removê-lo por bioabsorção quanto mobilizá-lo por solubilização mediada por ácidos orgânicos, o que contribui para interpretar os aumentos desse metal na fase líquida do sistema (Schinner; Burgstaller, 1989).

Em conjunto, esses resultados indicam que a resposta de *Penicillium sp.* foi dependente do sistema avaliado e da concentração de lixiviado, o que corresponde com a literatura, segundo a qual o desempenho desse gênero varia conforme a concentração do contaminante, a composição do meio e as condições operacionais do tratamento (Liu et al., 2021; Lanfranconi et al., 2022).

Considerando os resultados apresentados nesta subseção, as diferenças observadas entre os sistemas inoculados AI e BI não decorrem apenas das alterações promovidas pela autoclavação, mas também da dinâmica microbiológica estabelecida em cada condição experimental. No sistema AI, por se tratar de um ambiente modificado e com menor interferência de outros microrganismos, a atuação do fungo inoculado tende a refletir mais diretamente sua ação isolada sobre os parâmetros avaliados. Em contrapartida, no sistema BI, por representar uma condição mais

próxima do sistema real, a resposta observada pode estar associada não apenas à ação do fungo inoculado, mas também à sua interação com a microbiota nativa presente no lixiviado. Nesse contexto, tais interações podem favorecer ou prejudicar o desempenho do microrganismo, dependendo do parâmetro analisado e das condições do sistema (Badia-Fabrega et al., 2017; Shi et al., 2010).

5.3 ANÁLISE QUANTITATIVA

A contagem de esporos não foi realizada para a levedura *Candida sp.*, uma vez que essa etapa foi incorporada ao delineamento experimental após a condução dos ensaios com esse microrganismo. Dessa forma, os resultados quantitativos relacionados à esporulação foram obtidos apenas para os fungos *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.*

Para facilitar a compreensão dos resultados apresentados neste tópico, é necessário esclarecer alguns conceitos relacionados à contagem de esporos, à massa seca da biomassa fúngica e à contagem de UFC.

Os esporos são estruturas associadas à reprodução, dispersão e sobrevivência dos fungos, geralmente mais resistentes e formadas em diferentes etapas do ciclo de vida. No entanto, nem todo esporo é viável, e nem todo esporo viável é capaz de germinar e formar colônias. A biomassa fúngica corresponde à quantidade de material fúngico presente no experimento, sendo estimada, neste estudo, pela massa seca. Já a UFC fornece uma estimativa do número de unidades capazes de germinar e formar colônias em meio de cultura, sendo, portanto, um indicativo da fração viável da população fúngica (Meyer et al., 2023; Ramirez et al., 2023; Wallander et al., 2013).

Em síntese, esporo, biomassa e UFC não são medidas equivalentes. O esporo representa uma estrutura reprodutiva ou de resistência; após a germinação, ocorre o desenvolvimento fúngico, com formação de hifas e micélio nos fungos filamentosos ou multiplicação celular nas leveduras, contribuindo para o aumento da biomassa. A UFC, por sua vez, mensura apenas a fração da população que ainda mantém capacidade de originar colônia em placa. Assim, um cultivo pode apresentar elevada biomassa sem, necessariamente, apresentar valores proporcionalmente altos de UFC.

Com o objetivo de padronizar a avaliação do desempenho de cada fungo ao longo do experimento, foi calculado, para as análises de contagem de esporos e de UFC, o Fator de Crescimento (FC), correspondente à razão entre as concentrações observadas no Dia 14 e aquelas obtidas no Dia 0. Valores de $FC > 1$ indicam crescimento populacional, $FC = 1$ indicam manutenção da população, e $FC < 1$ indicam redução populacional.

As análises quantitativas obtidas para a *Candida sp.* estão apresentadas na Tabela 11.

TABELA 11 – Análises quantitativas obtidas para a *Candida sp.* – contagem de UFC e massa seca da biomassa fúngica

Amostra		UFC/mL			Massa seca (mg)
		Dia 0	Dia 14	FC	Dia 14
AI	25	1.630	200	0,12	60
	50	1.426	0*	-	100
	75	1.281	0*	-	120
	100	702	0*	-	800
B	25	1.500	300	0,20	70
	50	3.200	250	0,07	20
	75	5.400	400	0,07	20
	100	5.800	700	0,12	90
BI	25	8.200	400	0,04	120
	50	4.400	250	0,05	90
	75	5.000	1.300	0,26	160
	100	5.600	550	0,09	110

AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado;

* = Erro experimental

FONTE: Autoria própria (2026).

Observando os dados da Tabela 11, verifica-se que, para *Candida sp.*, todos os valores de FC para UFC permaneceram inferiores a 1, indicando redução da população capaz de formar novas colônias ao longo da micorremediação.

Na comparação entre os sistemas B e BI, observa-se que o sistema BI apresentou valores de FC inferiores, exceto na UE CAN-BI-75, indicando que a inoculação da levedura, interferiu na atividade da microbiota nativa. Ainda assim, como os valores de FC permaneceram abaixo de 1, não houve manutenção populacional ao final do experimento.

Em relação à biomassa, o sistema AI apresentou aumento com a elevação da concentração de lixiviado, enquanto o sistema BI apresentou valores superiores ao sistema B em todas as UEs. Esses resultados sugerem que, nos sistemas AI e BI,

houve acúmulo de biomassa sem manutenção proporcional da capacidade de formar novas colônias.

Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de a contagem por UFC representar apenas a fração da população capaz de formar colônias em meio sólido (Meyer et al., 2023). Assim, a redução da UFC não implica, necessariamente, redução proporcional da biomassa. Em *Candida* sp., essa dissociação pode estar relacionada a diferentes formas de crescimento (Soares et al., 2024), ao estado viável, porém não cultivável sob condições de estresse (Xie et al., 2021), e à presença de substâncias extracelulares produzidas pelo fungo, que também contribuem para o aumento da massa total (Martins et al., 2010; Chandra; Mukherjee, 2015). Além disso, a presença de *Candida* pode interferir na dinâmica da microbiota nativa em sistemas mistos (Janus et al., 2017).

As análises quantitativas obtidas para a levedura *Saccharomyces* sp. estão apresentadas na Tabela 12.

TABELA 12 – Análises quantitativas obtidas para a *Saccharomyces* sp. – contagem de esporos e de UFC e massa seca da biomassa fúngica

Amostra	Esporos/mL (x 10 ⁶)			UFC/mL			Massa seca/mg	
	Dia 0	Dia 14	FC	Dia 0	Dia 14	FC	Dia 14	
AI	25	2,9	7,3	2,50	23	100	4,35	180
	50	2,9	10,6	3,60	343	0	0,00	160
	75	6,9	12,9	1,80	244	0	0,00	230
	100	4,2	12,9	3,10	152	200	1,32	240
B	25	2,1	2,0	0,95	142	300	2,11	70
	50	2,5	2,3	0,92	505	400	0,79	90
	75	1,3	1,2	0,92	380	300	0,79	20
	100	2,4	2,1	0,88	1.925	500	0,26	70
BI	25	81,7	9,8	0,12	80	850	10,63	180
	50	61,3	14,7	0,24	600	450	0,75	269
	75	65,9	15,5	0,24	830	650	0,78	300
	100	21,4	8,9	0,42	1.530	300	0,20	170

AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado.

FONTE: Autoria própria (2026).

A concentração de esporos de *Saccharomyces* sp. apresentou comportamentos distintos entre os sistemas avaliados. No sistema AI, houve aumento da esporulação em todas as UEs, com destaque para a UE SAC-AI-50, que apresentou FC de 3,60. No sistema B, os valores de FC variaram entre 0,88 e 0,95, indicando leve redução da esporulação ao longo do período experimental. Já no sistema BI, embora tenham sido observados maiores valores finais de esporos por mL, os FC foram inferiores aos do sistema B, indicando maior redução da esporulação.

Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que, em *Saccharomyces* sp., a esporulação pode ser influenciada por condições de estresse, disponibilidade de nutrientes e estado fisiológico das células (Neiman, 2005; Neiman, 2011; Tomova et al., 2019).

Em relação às UFC, os sistemas B e BI apresentaram comportamento semelhante: a UE SAC-25 apresentou crescimento, as UEs SAC-50 e SAC-75 apresentaram baixa redução, com FC em torno de 0,77, e a UE SAC-100 apresentou a maior redução em ambos os sistemas. Na comparação entre B e BI, o sistema BI apresentou maior valor final apenas na UE SAC-25, enquanto, nas demais concentrações, o sistema B apresentou maiores valores de UFC ao final do experimento.

Para a massa seca, o sistema BI apresentou maiores valores de biomassa em todas as concentrações avaliadas, com destaque para a UE SAC-BI-75, que apresentou 300 mg. Esse comportamento sugere que a inoculação favoreceu o acúmulo de biomassa fúngica. Wang et al. (2016) e Gao et al. (2022) salientam que, em sistemas não autoclavados, a interação com a microbiota nativa pode modificar o comportamento populacional da levedura. Além disso, o aumento da biomassa também pode estar relacionado à formação de flocos, biofilmes e substâncias extracelulares (Beauvais et al., 2009; Zara et al., 2020).

De modo geral, os resultados indicam dissociação entre esporulação, capacidade de formar novos indivíduos e acúmulo de biomassa. A inoculação de *Saccharomyces* sp. favoreceu o acúmulo de biomassa, mas não promoveu maior manutenção da esporulação e contribuiu para maior número de UFC apenas na UE SAC-25. Assim, a resposta de *Saccharomyces* sp. à inoculação variou conforme o parâmetro analisado, com efeito mais evidente sobre o acúmulo de biomassa do que sobre a esporulação e a capacidade de formar novas colônias.

As análises quantitativas obtidas para *Aspergillus* sp. estão apresentadas na Tabela 13.

Em relação à contagem de esporos, observa-se que a inoculação de *Aspergillus* sp. estimulou a esporulação apenas no sistema AI, com destaque para a UE ASP-AI-50 (FC = 8,75). Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que, em *Aspergillus* sp., a condição também pode ser favorecida por condições de estresse e limitação de nutrientes, inclusive em cultivo submerso (Krijgsheld et al., 2013; Jorgensen et al., 2011).

TABELA 13 – Análises quantitativas obtidas para o *Aspergillus sp.* – contagem de esporos e de UFC e massa seca da biomassa fúngica

Amostra		Esporos/ml (x 10 ⁵)			UFC/mL		Massa seca/mg
		Dia 0	Dia 14	FC	Dia 0	Dia 14	Dia 14
AI	25	6,4	18,1	2,83	-*	-*	110
	50	2,0	17,5	8,75	-*	-*	98
	75	6,1	6,4	1,05	-*	-*	50
	100	5,2	5,5	1,06	-*	-*	40
B	25	0,5	0,4	0,80	50	-*	10
	50	0,5	0,4	0,80	180	-*	10
	75	2,6	1,5	0,58	215	-*	20
	100	2,9	1,9	0,66	355	-*	30
BI	25	6,4	-*	-	85	-*	20
	50	19,8	-*	-	255	-*	30
	75	11,8	7,2	0,61	395	-*	60
	100	9,2	6,3	0,68	635	-*	50

AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado;
* = Erro experimental.

FONTE: Autoria própria (2026).

No sistema B, todas as UEs apresentaram redução populacional. Já no sistema BI, as UEs ASP-BI-75 e ASP-BI-100 também apresentaram redução, com FC de 0,61 e 0,68, respectivamente. Na comparação entre os sistemas B e BI, os valores de FC foram semelhantes nas maiores concentrações, sugerindo que a inoculação não exerceu influência relevante sobre a manutenção da densidade de esporos nessas condições, o que pode estar relacionado à influência da microbiota nativa e das condições do meio sobre o desempenho do fungo inoculado (Buratti et al., 2022; Badia-Fabregat et al., 2017).

Na análise de UFC, os dados do sistema AI ficaram comprometidos por erro experimental no dia 0. Os dados dos sistemas para o dia 14 também foram comprometidos por problemas técnicos com a estufa bacteriológica, impossibilitando a comparação entre dia 0 e 14. Nos sistemas B e BI, observa-se apenas que o sistema BI apresentou maiores valores de UFC no dia 0.

Em relação à massa seca, o sistema AI apresentou os maiores valores entre todos os sistemas avaliados, com destaque para ASP-AI-25, que atingiu 110 mg. Na comparação entre os sistemas B e BI, observou-se maior biomassa no sistema BI, embora esses valores tenham permanecido em níveis intermediários. O aumento da biomassa não implica, necessariamente, maior esporulação, uma vez que, em *Aspergillus sp.*, a germinação dos conídios leva à formação de micélio vegetativo, e o fungo também pode formar biofilmes e substâncias extracelulares, contribuindo para

o acúmulo de massa fúngica ao final do experimento (Krijgheld et al., 2013; Ramage et al., 2011; Corrêa-Almeida et al., 2022).

De modo geral, os resultados indicam que a inoculação de *Aspergillus sp.* estimulou a esporulação apenas no sistema AI, favorecendo o acúmulo de biomassa ao final do período experimental para as menores concentrações (25 e 50). Na comparação entre os sistemas B e BI, a inoculação não promoveu maior manutenção da esporulação e pode ter interferido negativamente na atividade da microbiota nativa do lixiviado.

As análises quantitativas obtidas para *Penicillium sp.* estão apresentadas na Tabela 14.

TABELA 14 – Análises quantitativas obtidas para o *Penicillium sp.* – contagem de esporos e de UFC e massa seca da biomassa fúngica

Amostra		Esporos/ml (x 10 ⁵)			UFC/mL			Massa seca/mg
		Dia 0	Dia 14	FC	Dia 0	Dia 14	FC	Dia 14
AI	25	0,7	1,5	2,14	475	0	0,00	10
	50	-*	29,6	-	460	100	0,22	60
	75	0,6	38,4	64,00	500	0	0,00	70
	100	0,5	20,6	41,20	340	100	0,29	30
B	25	25,4	23,5	0,93	10	0	0,00	30
	50	20,1	18,7	0,93	20	100	5,00	20
	75	17,8	15,8	0,89	20	100	5,00	20
	100	13,1	10,7	0,82	20	0	0,00	10
BI	25	45,6	53,4	1,17	1.900	100	0,05	90
	50	36,2	113,1	3,12	2.850	0	0,00	150
	75	46,3	53,3	1,15	1.850	0	0,00	80
	100	50,5	73,8	1,46	1.900	400	0,21	100

AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado; * = Erro experimental.

FONTE: Autoria própria (2026).

Em relação à contagem de esporos, observa-se que *Penicillium sp.* apresentou comportamentos distintos entre os sistemas avaliados. No sistema AI, houve aumento da esporulação, com destaque para a UE PEN-AI-75, que apresentou FC de 64,00. No sistema B, os valores de FC variaram entre 0,82 e 0,93, indicando leve redução ao longo do período experimental. Já no sistema BI, verificou-se aumento da concentração de esporos em todas as UEs, com FC entre 1,15 e 3,12, destacando-se a UE PEN-BI-50.

A comparação entre os sistemas B e BI indica que a inoculação favoreceu o aumento da população esporulada, uma vez que, enquanto no sistema B a

esporulação se manteve próxima à condição inicial, no sistema BI observou-se aumento em todas as UEs avaliadas.

Em relação às UFC, observa-se que, em todos os sistemas avaliados, houve UEs nas quais não foi possível detectar UFC ao final do experimento, o que limita a interpretação desse parâmetro. Considerando apenas as UEs em que houve quantificação no dia 14, nos sistemas AI e BI as UEs apresentaram FC inferiores a 1. No sistema B, as UEs apresentaram crescimento, com FC superiores a 1.

Quanto à massa seca, no sistema AI, o maior valor foi registrado na UE PEN-AI-75, com 70 mg. No sistema B, a maior biomassa foi observada na UE PEN-B-25, com 30 mg. Já no sistema BI, os valores de biomassa foram mais elevados, variando de 80 mg a 150 mg.

A comparação entre os sistemas B e BI indica que a inoculação também favoreceu o acúmulo de biomassa, uma vez que os valores de massa seca foram superiores no sistema BI em todas as UEs avaliadas.

De modo geral, a análise conjunta da contagem de esporos e da massa seca indica que, a inoculação de *Penicillium sp.* favoreceu tanto o aumento da esporulação quanto o acúmulo de biomassa. Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que, para esse fungo, a esporulação depende das condições do meio e pode ser induzida por alterações ambientais e disponibilidade de nutrientes (Roncal e Ugalde, 2003). Já a massa seca pode aumentar em função da expansão do micélio e da formação de estruturas agregadas ou materiais extracelulares, sem corresponder necessariamente à fração capaz de formar colônias (Meyer et al., 2023; Schneider et al., 2014; Hupka et al., 2023).

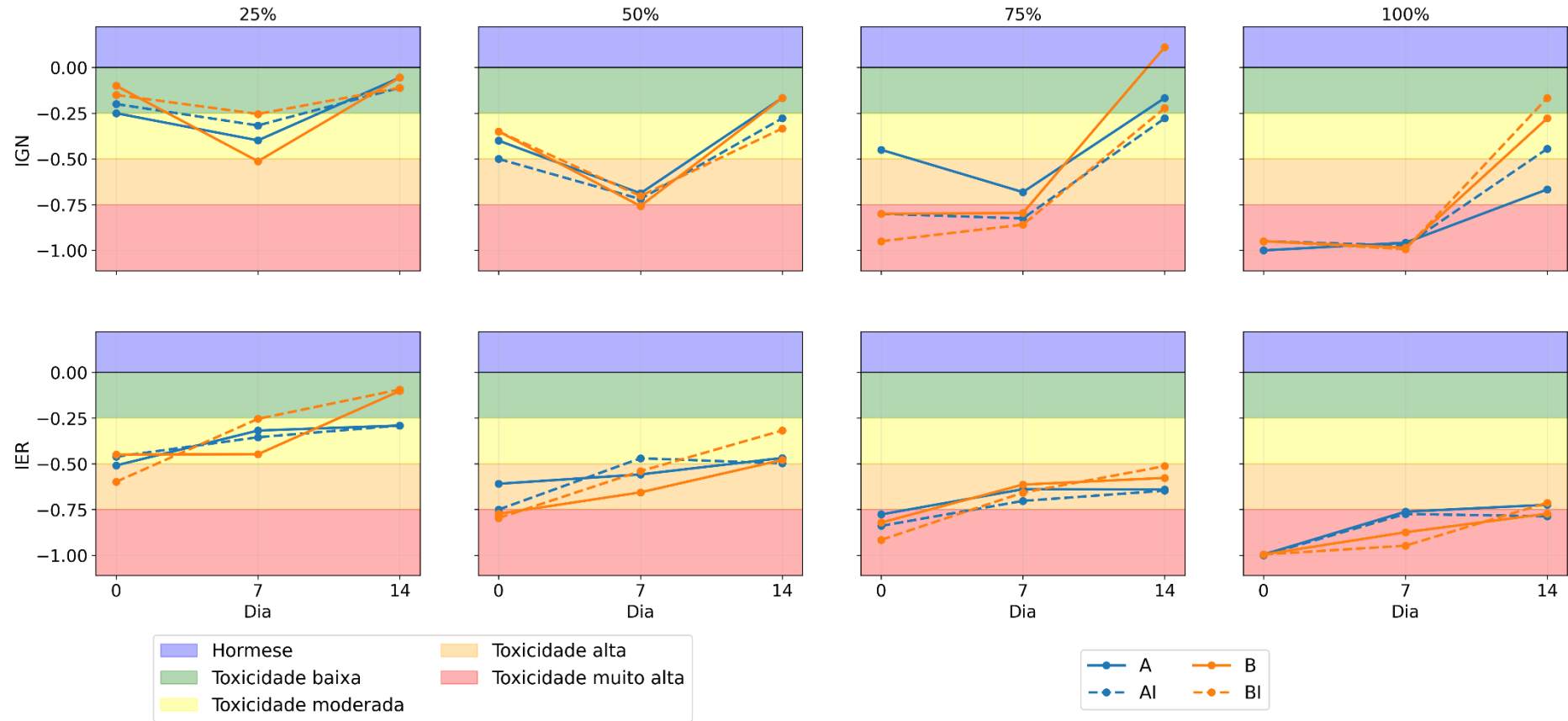
5.4 ENSAIO DE TOXICIDADE

5.4.1 Análise macroscópica

Os resultados da análise macroscópica dos ensaios de toxicidade (TG, GRS, CRR, IG, IGN e IER) estão apresentados na Apêndice 3. Nesta sessão, são discutidos os índices IGN e IER, por serem os indicadores representativos do nível de toxicidade.

Na Figura 29 são apresentados os resultados de IGN e IER obtidos para *Candida sp.* ao longo do período experimental.

FIGURA 29 – Índices macroscópicos de toxicidade obtidos para *Candida sp.* ao longo da micorremediação



IGN = Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado; IER = Índice de Porcentagem de alongamento Radical Residual Normalizado

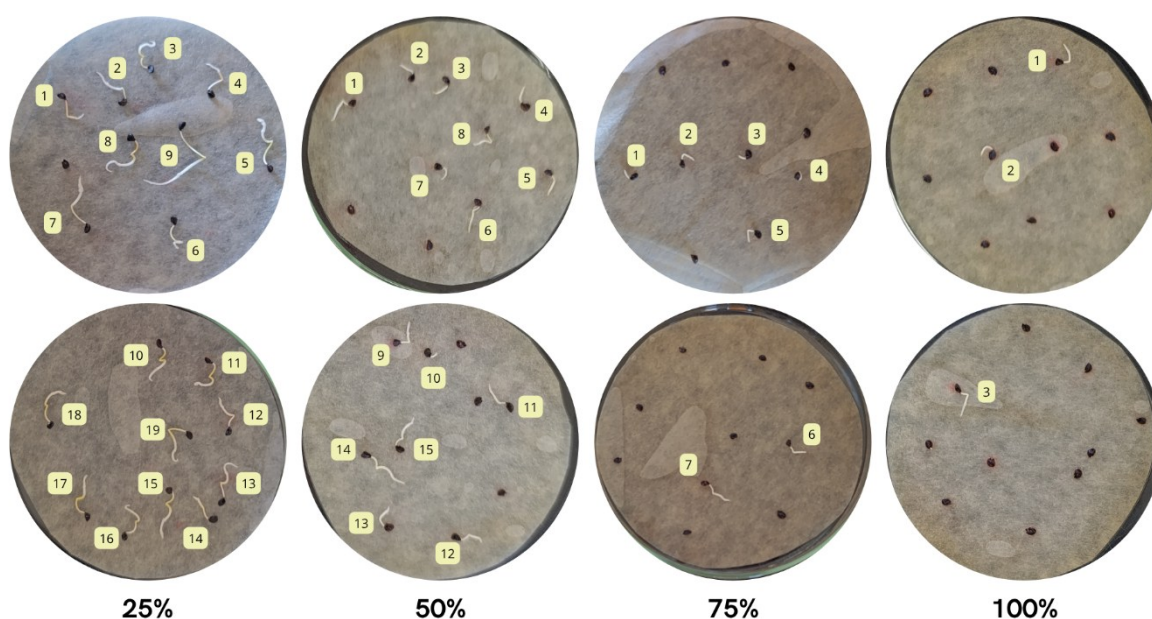
FONTE: Autoria própria (2026).

Para o IGN, observa-se que todas as UEs apresentaram comportamento semelhante, com aumento da toxicidade no dia 7 e redução no dia 14. A elevação da toxicidade observada no dia 7 pode estar relacionada às transformações ocorridas no sistema durante o processo de degradação, uma vez que o tratamento fúngico pode gerar metabólitos intermediários com toxicidade maior que o do efluente inicial em função da biotransformação dos compostos presentes no efluente (Spina et al., 2018).

Destacam-se, para esse índice, as UEs CAN-75 e CAN-100. Na UE CAN-75, o sistema B atingiu a faixa de hormese, passando de -0,96% para 0,11%. Já na UE CAN-100, observa-se que os sistemas inoculados (AI e BI) apresentaram menor toxicidade ao final do experimento em comparação com os sistemas não inoculados (A e B), sendo o sistema BI menos tóxico que o AI. Ao final do período de micorremediação, o sistema AI apresentou valor de -0,44, correspondente à faixa de toxicidade alta, enquanto o sistema BI apresentou -0,17%, correspondente à faixa de toxicidade baixa.

Além disso, observou-se, para o IGN, que o aumento da concentração de lixiviado esteve associado ao aumento da toxicidade para a germinação (Figura 30).

FIGURA 30 – Efeito fitotóxico observado na germinação de sementes de *Allium cepa* com o aumento da concentração de lixiviado submetido à micorremediação por *Candida sp.*

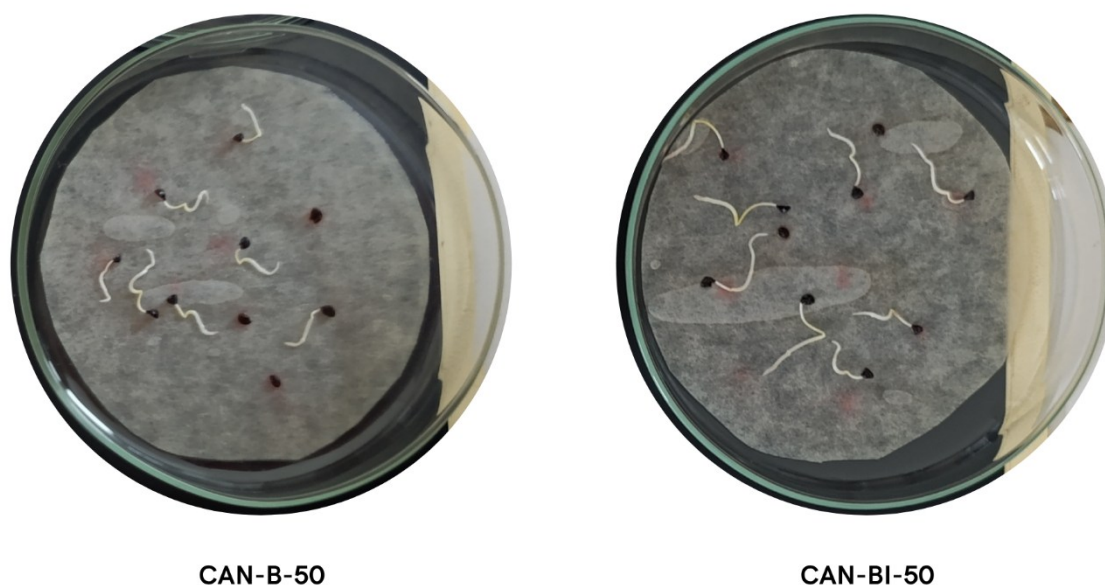


FONTE: Autoria própria (2026).

Os resultados do IER também apresentaram comportamento semelhante entre as UEs, com redução da toxicidade ao final do experimento. Destaca-se a UE CAN-25, que apresentou as maiores reduções de toxicidade nos sistemas B e BI. No sistema B, os valores passaram de -0,61% para -0,10%, enquanto no sistema BI passaram de -0,45% para -0,09%. Nas UEs CAN-50, CAN-75 e CAN-100, o sistema BI apresentou menor toxicidade ao final do experimento, indicando que a inoculação da levedura contribuiu para a redução da toxicidade

De forma geral, os resultados de IGN e IER mostraram que a toxicidade diminuiu ao longo da micorremediação em todos os sistemas avaliados, indicando que esse efeito não pode ser atribuído exclusivamente à inoculação de *Candida sp.* Ainda assim, a influência da levedura variou conforme o parâmetro analisado. Para o IGN, a inoculação não influenciou na redução da toxicidade, visto que, os sistemas não inoculados apresentaram respostas semelhantes ou até melhores em termos de redução da toxicidade. Para o IER, entretanto, o sistema BI apresentou menor toxicidade ao final do experimento em comparação ao sistema B em todas as concentrações avaliadas, indicando efeito mais evidente da inoculação sobre o alongamento radicular (Figura 31).

FIGURA 31 – Influência da inoculação de *Candida sp* no efeito fitotóxico referente ao alongamento radicular das sementes de *Allium cepa* no sistema BI e BI



FONTE: Autoria própria (2026).

Desse modo, os resultados sugerem que *Candida sp.* contribuiu de forma pontual para a redução da toxicidade do lixiviado, com efeito mais claro sobre o desenvolvimento radicular do que sobre a germinação. Resultados semelhantes foram observados por Pesenti et al. (2023), em que a *Candida sp.* apresentou melhor desempenho na redução da toxicidade de lixiviado de aterro sanitário, com melhores valores de IER.

A Figura 32 apresenta os índices de toxicidade obtidos para a levedura *Saccharomyces sp.*

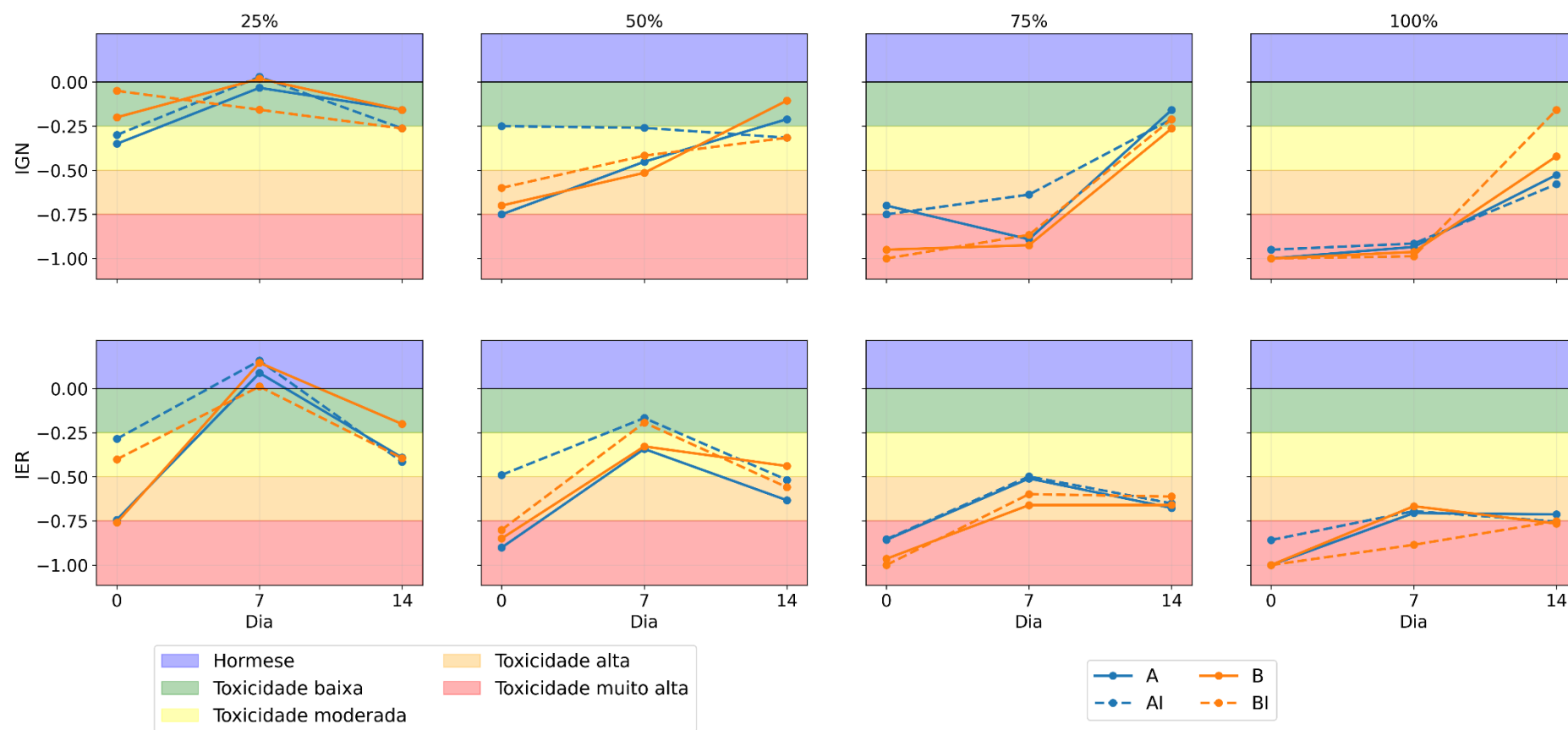
Para o IGN, observa-se que as UEs apresentam comportamentos distintos. Na UE SAC-25, os sistemas A e AI iniciam o experimento com toxicidade moderada, enquanto os sistemas B e BI apresentam toxicidade baixa. No dia 7, todos os sistemas apresentam melhora do índice de toxicidade. No entanto, no dia 14, observa-se aumento da toxicidade em relação ao dia 7, embora os sistemas, de modo geral, permaneçam na faixa de toxicidade baixa ao final do período de micorremediação. O sistema BI constitui exceção a esse comportamento, pois apresentou aumento da toxicidade tanto no dia 7 quanto no dia 14.

Na UE SAC-50, observa-se redução da toxicidade ao longo do experimento para a maior parte dos sistemas, com exceção do sistema AI, que inicia com menor toxicidade em relação aos demais e apresenta aumento da toxicidade durante a micorremediação.

Na UE SAC-75, os sistemas autoclavados (A e AI) iniciam o experimento com toxicidade alta. No dia 7, o sistema AI apresenta redução da toxicidade, enquanto o sistema A apresenta aumento. Ao final do experimento, ambos passam para a faixa de toxicidade baixa, sendo o sistema A menos tóxico que o AI.

Os sistemas B e BI da UE SAC-75 apresentam comportamento semelhante ao observado na UE SAC-100, iniciando o experimento com toxicidade muito alta. No dia 7, os valores permanecem próximos da condição inicial. Após 14 dias, observa-se redução da toxicidade. Destaca-se a UE SAC-BI-100, que apresentou menor toxicidade em comparação com o sistema B, com valores de -0,16 e -0,42, respectivamente, correspondendo às faixas de toxicidade baixa e moderada.

FIGURA 32 – Índices macroscópicos de toxicidade obtidos para *Saccharomyces sp.* ao longo da micorremediação



IGN = Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado; IER = Índice de Porcentagem de alongamento Radical Residual Normalizado

FONTE: Autoria própria (2026).

Em relação ao IER, observa-se tendência semelhante entre as UEs, com toxicidade inicial elevada, redução no dia 7 e aumento novamente ao final do experimento. A UE SAC-25 destaca-se por apresentar as menores toxicidades iniciais nos sistemas inoculados e por atingir a faixa de hormese no dia 7 em todos os sistemas. Na UE SAC-50, o sistema AI (-0,52) apresenta menor toxicidade em comparação com o sistema A (-0,63), embora ambos permaneçam na faixa de toxicidade alta. De modo semelhante, na UE SAC-75, o sistema BI (-0,61) apresenta menor toxicidade em comparação com o sistema B (-0,66), ainda que ambos permaneçam na faixa de toxicidade alta.

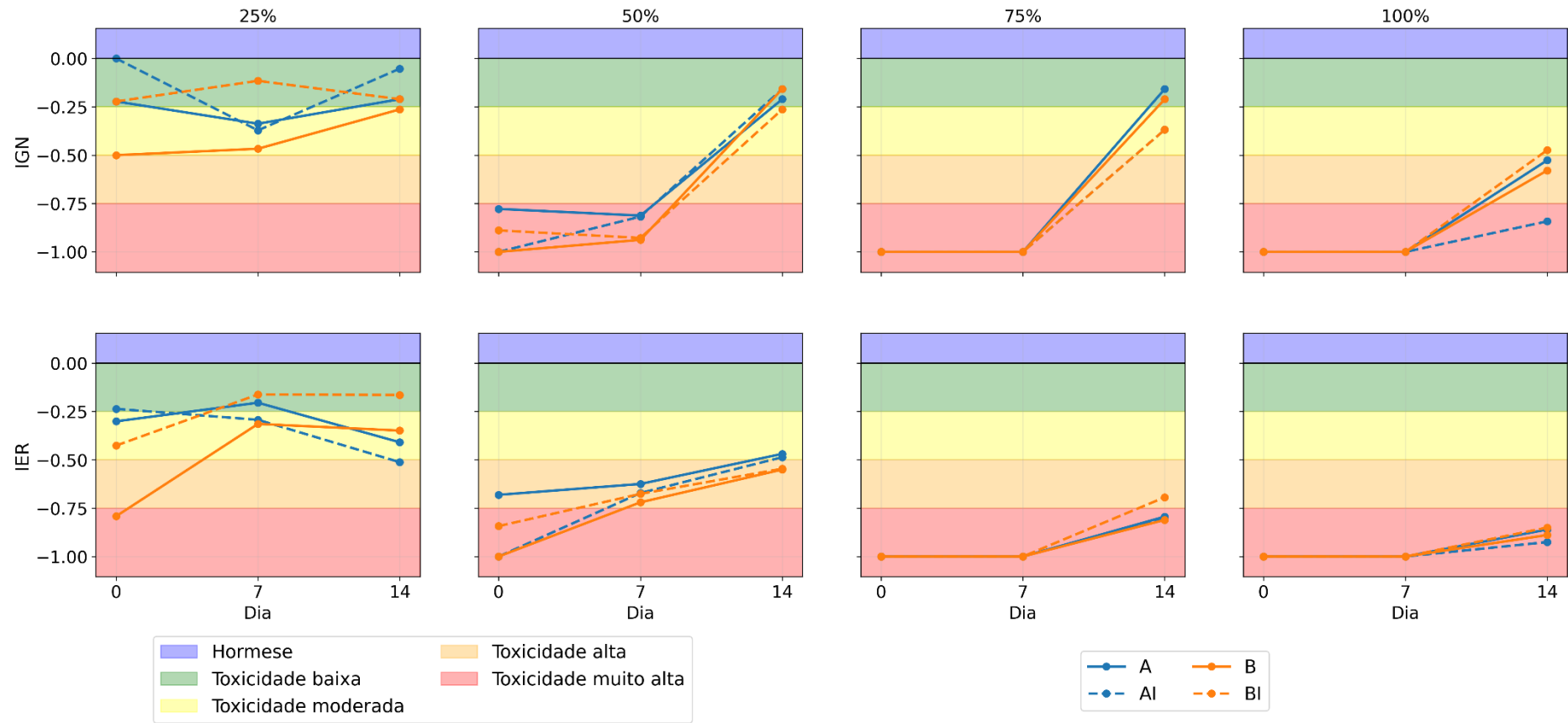
De forma geral, os resultados mostram que a toxicidade diminuiu ao longo da micorremediação tanto nos sistemas inoculados quanto nos não inoculados, indicando que essa redução não pode ser atribuída exclusivamente à inoculação de *Saccharomyces sp.* No entanto, a comparação entre B e BI sugere que a presença da levedura contribuiu de forma pontual para a atenuação do efeito fitotóxico, especialmente nas maiores concentrações de lixiviado, nas quais o sistema BI apresentou menores valores de toxicidade ao final do experimento para os dois índices.

Em contrapartida, nas menores concentrações, essa vantagem não foi consistente e, em algumas condições, os sistemas não inoculados apresentaram respostas semelhantes ou mais favoráveis. Assim, os resultados indicam que a ação de *Saccharomyces sp.* sobre a toxicidade foi dependente da condição experimental, com efeito mais evidente em situações de maior estresse e resposta mais sensível no alongamento radicular do que na germinação.

Embora a literatura sobre esse gênero esteja mais associada a sistemas biológicos integrados do que a bioensaios com *Allium cepa*, há evidências de que *Saccharomyces cerevisiae* pode atuar no tratamento de lixiviado, promovendo redução de toxicidade e melhora do desempenho do sistema, o que reforça o potencial desse grupo de leveduras como agente atenuador de efeitos tóxicos (Reis et al., 2017; Amaral et al., 2018).

A Figura 33 apresenta os índices de toxicidade obtidos para o *Aspergillus sp.*

FIGURA 33 – Índices macroscópicos de toxicidade obtidos para *Aspergillus sp.* ao longo da micorremediação



IGN = Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado; IER = Índice de Porcentagem de alongamento Radical Residual

FONTE: Autoria própria (2026).

Para o IGN, na UE ASP-25, todos os sistemas apresentam melhora nos níveis de toxicidade ao final do experimento. Destaca-se o sistema AI (-0,05), que apresentou menor toxicidade em comparação com o sistema A (-0,21).

Na UE ASP-50, os sistemas iniciam o experimento com toxicidade muito alta. No dia 7, os valores permanecem próximos da condição inicial. Após 14 dias, observa-se melhora dos índices, atingindo níveis de toxicidade moderada ou baixa.

Para as UEs ASP-75 e ASP-100, observa-se inicialmente toxicidade muito alta, sem alterações entre o dia 0 e o dia 7. Ao final do experimento, todos os sistemas se tornam menos tóxicos.

Em relação ao IER, observa-se que, na UE ASP-25, os sistemas permanecem predominantemente entre as faixas de toxicidade moderada e baixa ao longo do experimento, com exceção do sistema B, que apresenta toxicidade muito alta no início da micorremediação.

Na UE ASP-50, os sistemas iniciam com toxicidade muito alta e, com o passar do tempo, tornam-se menos tóxicos, com exceção do sistema A, que inicia o experimento na faixa de toxicidade alta.

Nas UEs ASP-75 e ASP-100, os sistemas iniciam o experimento com toxicidade muito alta. Embora ocorra redução da toxicidade nessas UEs, ao final do experimento os sistemas permanecem na faixa de toxicidade muito alta, com exceção de ASP-BI-75, que passa para a faixa de toxicidade alta e apresenta a menor toxicidade da UE.

Considerando os resultados obtidos para *Aspergillus sp.*, observa-se que a micorremediação esteve associada à redução da fitotoxicidade ao longo do período experimental, embora esse comportamento tenha sido verificado tanto nos sistemas inoculados quanto nos não inoculados. Isso indica que a melhora observada não pode ser atribuída exclusivamente à inoculação do fungo. Ainda assim, a comparação entre os sistemas sugere que sua presença pode ter contribuído pontualmente para a atenuação do efeito fitotóxico, especialmente em condições específicas, como em ASP-25 para o IGN e em ASP-BI-75 para o IER. De modo geral, os resultados mostram que o efeito de *Aspergillus sp.* sobre a toxicidade foi limitado e dependente da condição experimental, sem promover redução ampla e uniforme em todos os sistemas e índices avaliados.

Resultados semelhantes são discutidos por Zegzouti et al. (2020a), que apontam espécies de *Aspergillus* como candidatas promissoras para o tratamento de

lixiviado, mas ressaltam que a resposta do processo depende do tipo de efluente, de sua concentração e da capacidade adaptativa da linhagem empregada. Estudos com *Aspergillus flavus* e com fungos autóctones oriundos de áreas contaminadas por lixiviado demonstram que esse gênero é capaz de crescer e atuar em efluentes altamente complexos, embora isso não assegure, por si só, detoxificação uniforme em todas as condições testadas (Zegzouti et al., 2020a; Zegzouti et al., 2020b).

Os resultados dos índices IGN e IER obtidos para *Penicillium sp.* durante o processo de micorremediação estão apresentados na Figura 34.

Para o IGN, os sistemas A e AI apresentam comportamento semelhante em todas as UEs, com aumento da toxicidade no dia 7 e redução no dia 14. Destaca-se a UE PEN-AI-100, que apresentou menor toxicidade em comparação com a UE PEN-A-100.

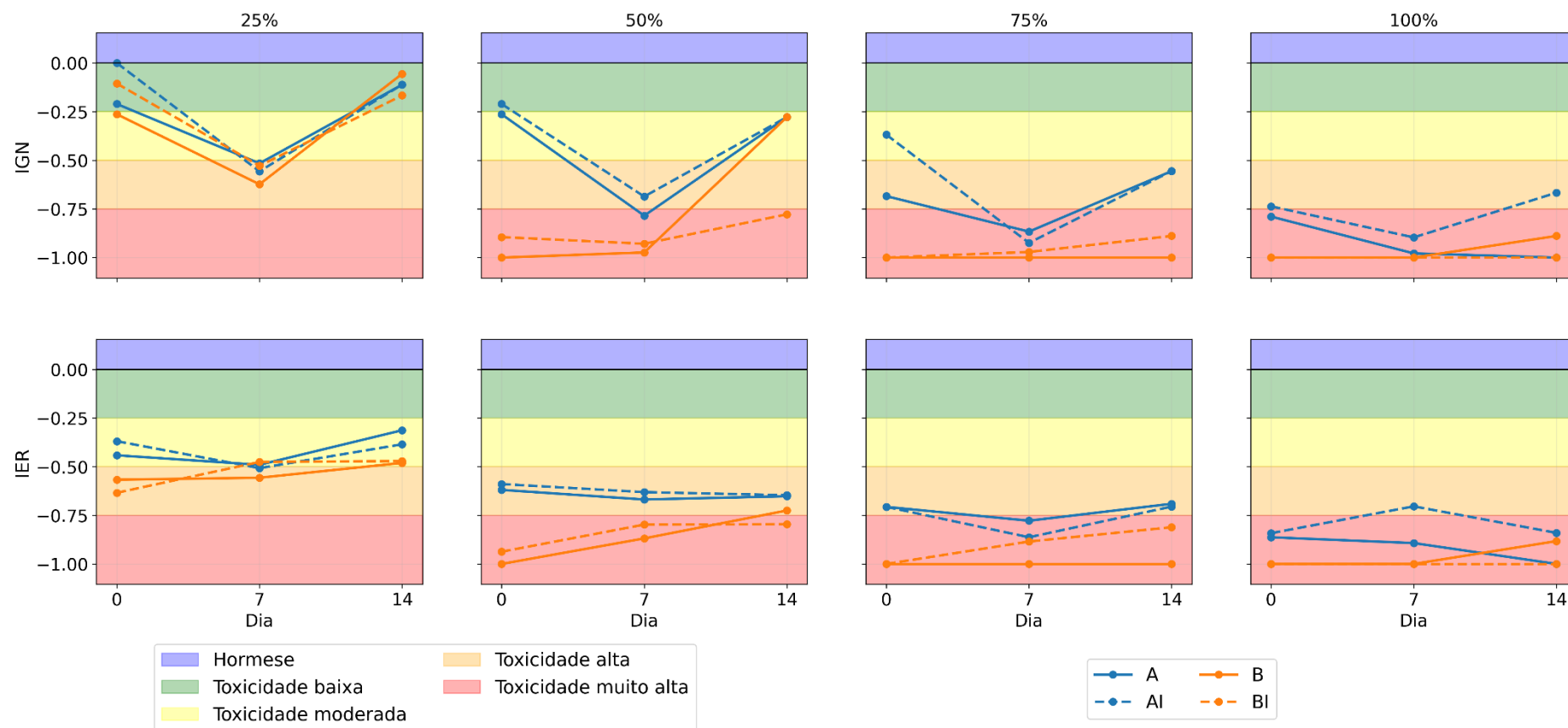
Os sistemas B e BI, por sua vez, apresentam comportamentos distintos entre as UEs. Na UE PEN-25, os sistemas seguem o padrão anteriormente descrito. Na UE PEN-50, a variação entre o dia 0 e o dia 7 é pequena, com maior redução da toxicidade entre o dia 7 e o dia 14, principalmente no sistema B. Já nas UEs PEN-75 e PEN-100, quase não há alteração entre o dia 0 e o dia 7 e, ao final do experimento, os sistemas continuam apresentando toxicidade muito alta.

Em relação ao IER, na UE PEN-25, os sistemas permanecem predominantemente entre as faixas de toxicidade moderada e alta ao longo do experimento.

Nas UEs PEN-50, PEN-75 e PEN-100, os sistemas iniciam o experimento com toxicidade muito alta. No dia 7, observa-se melhora dos índices em alguns sistemas. Entretanto, no dia 14, os valores retornam para níveis de toxicidade alta ou muito alta.

De modo geral, os resultados indicam que o tratamento com *Penicillium sp.* apresentou comportamento instável ao longo do experimento, com momentos de melhora intermediária seguidos pelo retorno a níveis elevados de toxicidade ao final do processo de micorremediação.

FIGURA 34 – Índices macroscópicos de toxicidade obtidos para *Penicillium sp.* ao longo da micorremediação



IGN = Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado; IER = Índice de Porcentagem de alongamento Radical Residual

FONTE: Autoria própria (2026).

Considerando os resultados obtidos para *Penicillium* sp., observa-se que a fitotoxicidade apresentou comportamento pouco estável ao longo da micorremediação, com reduções intermediárias que não se mantiveram de forma consistente até o final do experimento. Esse padrão foi observado tanto nos sistemas inoculados quanto nos não inoculados, indicando que a variação da toxicidade não pode ser atribuída exclusivamente à inoculação do fungo.

Espécies de *Penicillium* têm sido apontadas como promissoras no tratamento de lixiviado maduro, especialmente pela atuação sobre frações recalcitrantes. Por outro lado, estudos sobre tratamento fúngico de lixiviado mostram que a melhora de parâmetros do processo nem sempre se traduz em redução ecotoxicológica uniforme, podendo inclusive ocorrer aumento da toxicidade em decorrência da formação de subprodutos da biotransformação (Islam et al., 2019; Spina et al., 2018).

A partir dos resultados obtidos para os índices macroscópicos de toxicidade, foi elaborada uma síntese comparativa dos principais efeitos observados para cada fungo ao longo da micorremediação (Quadro 9). Essa síntese permite visualizar os padrões gerais de resposta, considerando os efeitos sobre IGN e IER, bem como a influência dos sistemas inoculados e não inoculados.

QUADRO 9 – Síntese dos principais resultados obtidos nas análises macroscópicas de toxicidade

Fungo	Principais efeitos observados em IGN	Principais efeitos observados em IER	Sistemas/UEs de destaque	Interpretação geral
<i>Candida sp.</i>	Redução da toxicidade ao final do experimento, após aumento intermediário no dia 7. Os sistemas não inoculados apresentaram respostas semelhantes ou superiores aos inoculados em algumas UEs.	O IER apresentou redução da toxicidade ao final do experimento, com resposta mais evidente no sistema BI em comparação ao sistema B.	CAN-BI, principalmente nas UEs de 50%, 75% e 100%; destaque para CAN-BI-100 no IGN e para CAN-BI nas respostas de IER.	Apresentou uma das respostas mais promissoras, com efeito mais claro sobre o alongamento radicular do que sobre a germinação.
<i>Saccharomyces sp.</i>	Redução da toxicidade ao longo da micorremediação em diferentes sistemas, embora essa redução também tenha ocorrido em sistemas não inoculados.	indicou resposta mais sensível à inoculação, especialmente nas maiores concentrações de lixiviado.	SAC-BI-75 e SAC-BI-100, com menores valores de toxicidade em comparação aos respectivos sistemas B.	Apresentou efeito pontual, mais evidente em condições de maior estresse, principalmente nas maiores concentrações de lixiviado.
<i>Aspergillus sp.</i>	Apresentou redução de toxicidade em algumas condições, porém com resposta menos consistente que as leveduras.	O IER permaneceu elevado em algumas UEs, indicando persistência de efeito fitotóxico sobre o crescimento radicular, especialmente nas maiores	Reduções pontuais nos sistemas AI e BI, com maior limitação nas concentrações mais elevadas.	Demonstrou efeito mais discreto e dependente da concentração e do sistema experimental.
<i>Penicillium sp.</i>	Comportamento instável, com reduções intermediárias que não se mantiveram de forma consistente até o final do experimento.	O IER permaneceu predominantemente nas faixas de toxicidade alta ou muito alta em várias UEs ao final do processo.	PEN-AI-100 apresentou menor toxicidade que PEN-A-100 para IGN; nas UEs PEN-75 e PEN-100, a toxicidade permaneceu elevada.	Foi o fungo com resposta menos consistente, com melhora intermediária seguida de retorno a níveis elevados de toxicidade.

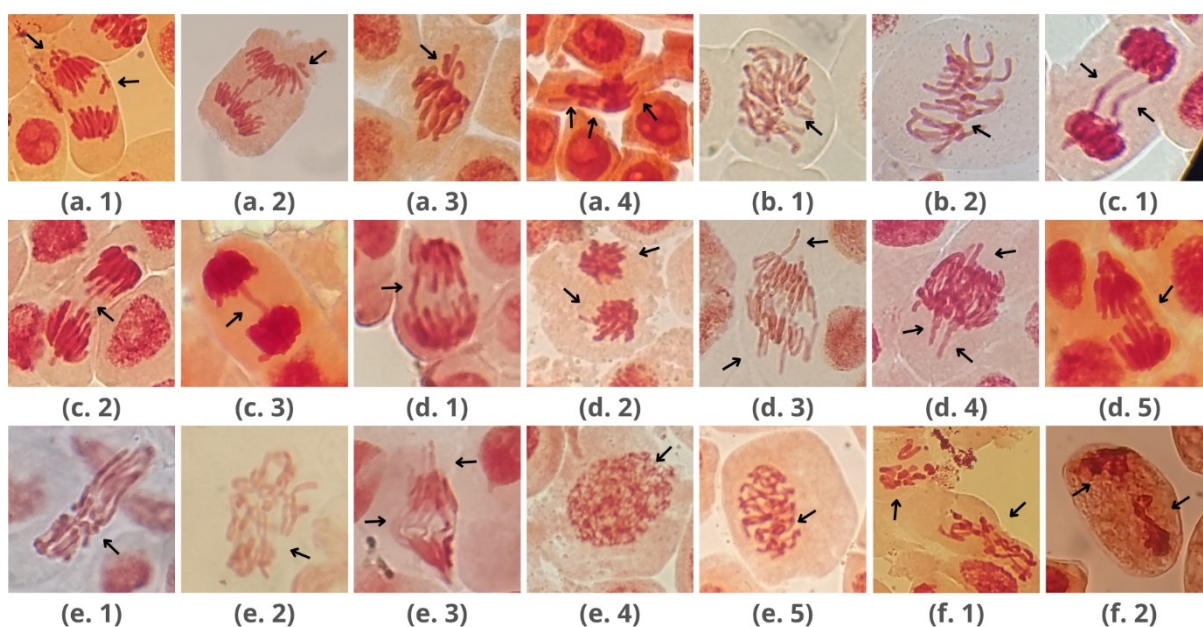
FONTE: Autoria própria (2026).

5.4.2 Análise microscópica

Os dados referentes a análise microscópica de toxicidade (IM, AC e IMUT) encontram-se apresentados no Apêndice 4. Vale ressaltar que, em muitos casos não houve germinação de sementes suficiente para a realização das análises microscópicas. Além disso, em algumas situações, mesmo quando houve germinação, a região apical das radículas não se encontrava em condições adequadas para a análise, apresentando-se muito mole e sem definição celular.

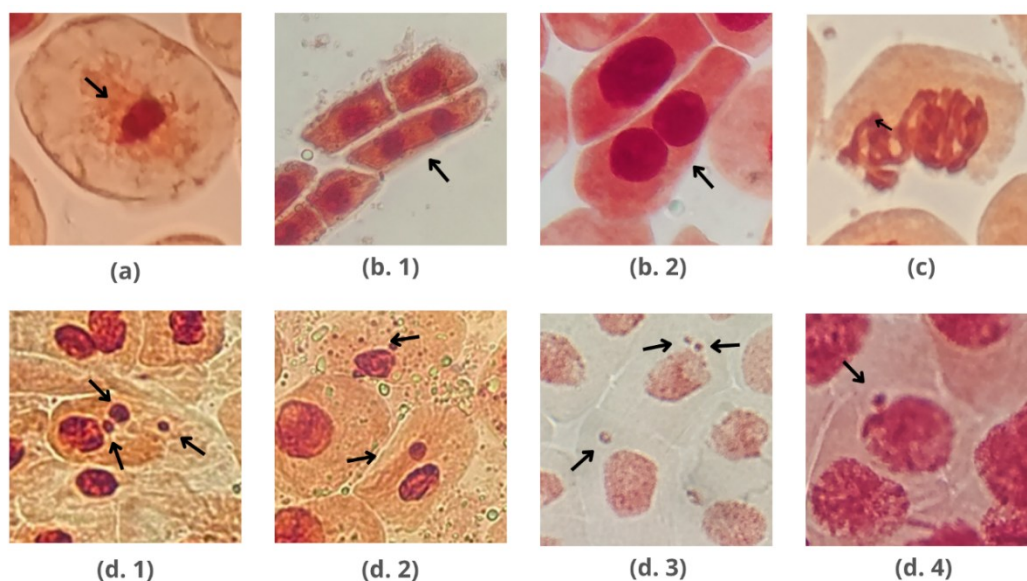
Para o índice IM, valores mais baixos indicam maior nível de citotoxicidade. Já para os índices AC e IMUT, quanto mais elevados os valores, maior é o nível de genotoxicidade e mutagenicidade, respectivamente. As Figuras 35 e 36 mostram alguns exemplos de aberrações cromossômicas e alterações mutagênicas observados durante o experimento.

FIGURA 35 – Aberração cromossômica observada em células meristemáticas de semente de *Allium cepa* expostas as amostras de lixiviado utilizado neste estudo: (a) Perda cromossômica; (b) Cromossomos espalhados; (c) Ponte cromossômica; (d) Cromossomo retardatário; (e) Cromossomos desorganizados; (f) Cromossomos pulverizados.



FONTE: Autoria própria (2026).

FIGURA 36 – Mutagenicidade cromossômica observada em células meristemáticas de semente de *Allium cepa* expostas as amostras de lixiviado utilizado neste estudo: (a) Minicélula; (b) Célula binucleada; (c) Célula com brotamento; (d) Micronúcleos

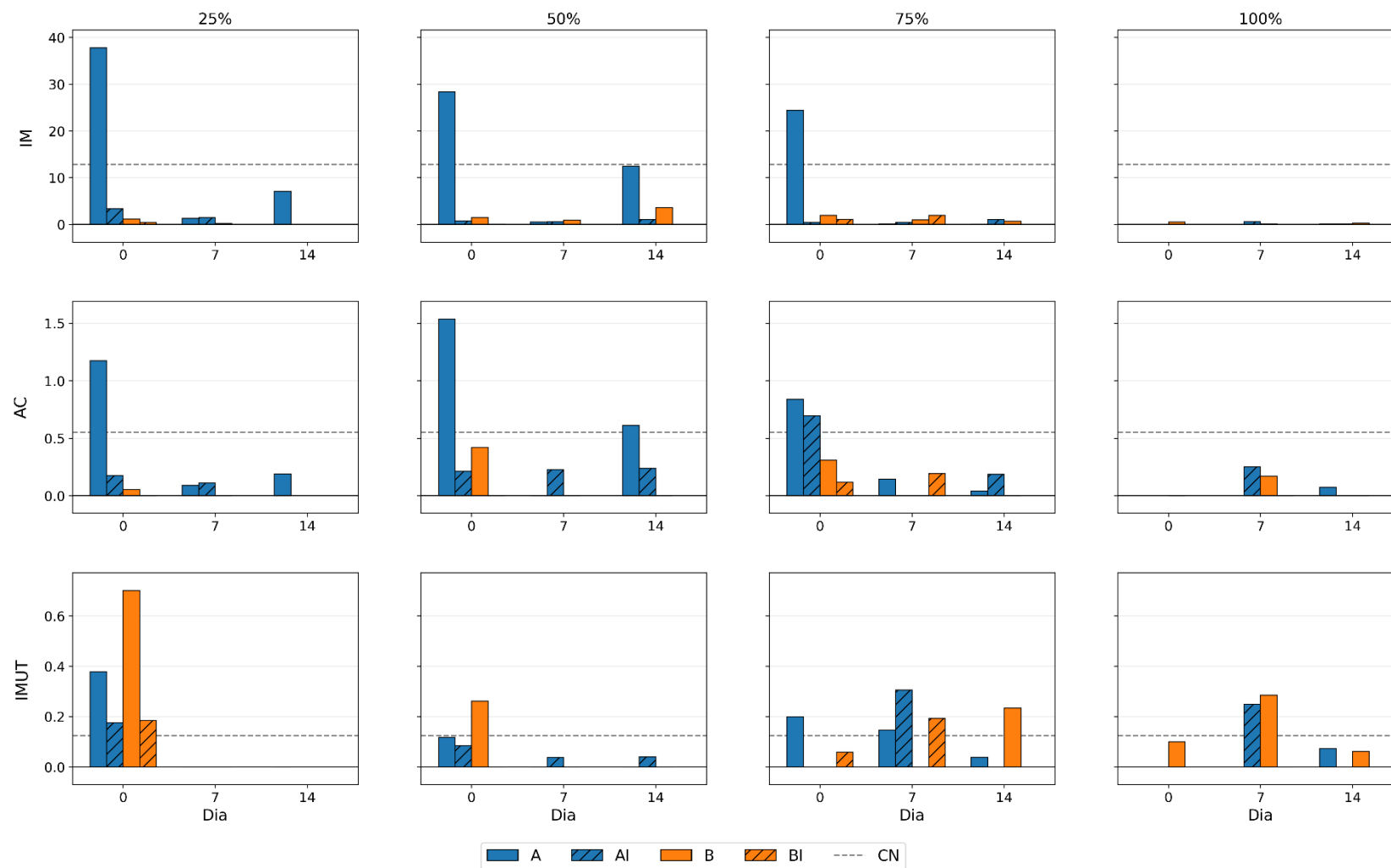


FONTE: Autoria própria (2026).

As principais aberrações cromossômicas observadas nas UEs foram perdas cromossômicas, pontes cromossômicas, cromossomos pulverizados, cromossomos espalhados, cromossomos desorganizados e cromossomos retardatários, sendo registradas em diferentes fases do ciclo mitótico.

Entre as principais alterações mutagênicas observadas, destacam-se minicélulas, micronúcleos, células binucleadas e alterações associadas ao brotamento.

Na Figura 37 estão apresentados os índices microscópicos de toxicidade obtidas para a *Candida sp.*.

FIGURA 37 – Índices microscópicos obtidos para a *Candida sp.*

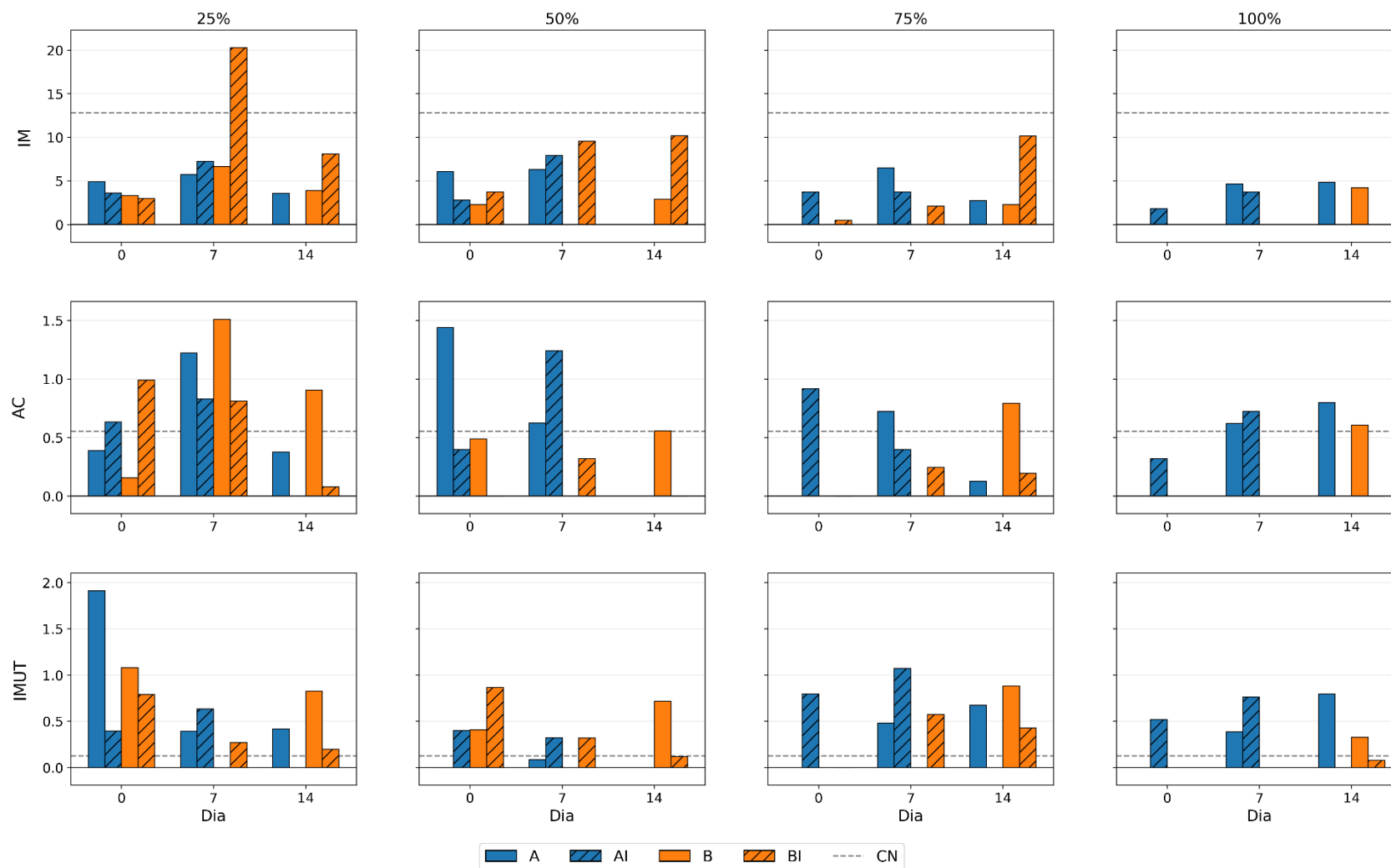
IM = Índice Mitótico; AC = Aberração Cromossômica; IMUT = Índice de Mutagenicidade

FONTE: Autoria própria (2026).

Na análise microscópica de *Candida sp.*, os valores de IM permaneceram inferiores ao CN ao longo da micorremediação em todas as UEs, com exceção do sistema A, que apresentou valor inicial superior aos demais sistemas e ao próprio controle. Esse aumento pode estar relacionado à heterogeneidade da amostra, uma vez que a presença variável de sólidos suspensos e de outros constituintes do lixiviado pode influenciar a fração transferida no momento da pipetagem. De modo geral, o baixo índice mitótico observado indica redução da atividade mitótica, sugerindo que o lixiviado exerceu efeito inibitório sobre a divisão celular e evidenciando seu efeito citotóxico.

Para o AC, os valores também permaneceram abaixo do CN, com exceção do sistema A nas UEs CAN-A-25, CAN-A-50 e CAN-A-75, e do sistema AI na concentração 75. Valores inferiores ao controle podem ser explicados pela própria dinâmica de divisão celular, já que, no CN, a atividade mitótica tende a ser mais elevada, resultando em maior número de células em divisão e, conseqüentemente, em maior chance de visualização de aberrações cromossômicas. Esse mesmo padrão foi observado no sistema A, que apresentou IM elevado e valores de AC superiores aos dos demais sistemas. Assim, diferenças entre controle e tratamentos nem sempre indicam aumento real do efeito tóxico, podendo também refletir a disponibilidade de células em divisão para análise. Já para o IMUT, observaram-se valores mais elevados, em alguns casos superiores ao CN, indicando maior resposta mutagênica em comparação aos demais índices analisados.

Na análise microscópica de *Saccharomyces sp.*, apresentada na Figura 38, observa-se que os sistemas apresentaram IM inferior ao CN, com exceção do sistema BI na UE SAC-BI-25, que mostrou valor superior ao controle no dia 7. O sistema BI também apresentou os maiores valores de IM em comparação com os demais sistemas nas UEs SAC-BI-25, SAC-BI-50 e SAC-BI-75, nos dias 7 e 14, sugerindo que a inoculação da levedura contribuiu para a redução da citotoxicidade nessas condições.

FIGURA 38 – Índices microscópicos obtidos para a *Saccharomyces sp.*

IM = Índice Mitótico; AC = Aberração Cromossômica; IMUT = Índice de Mutagenicidade

FONTE: Autoria própria (2026).

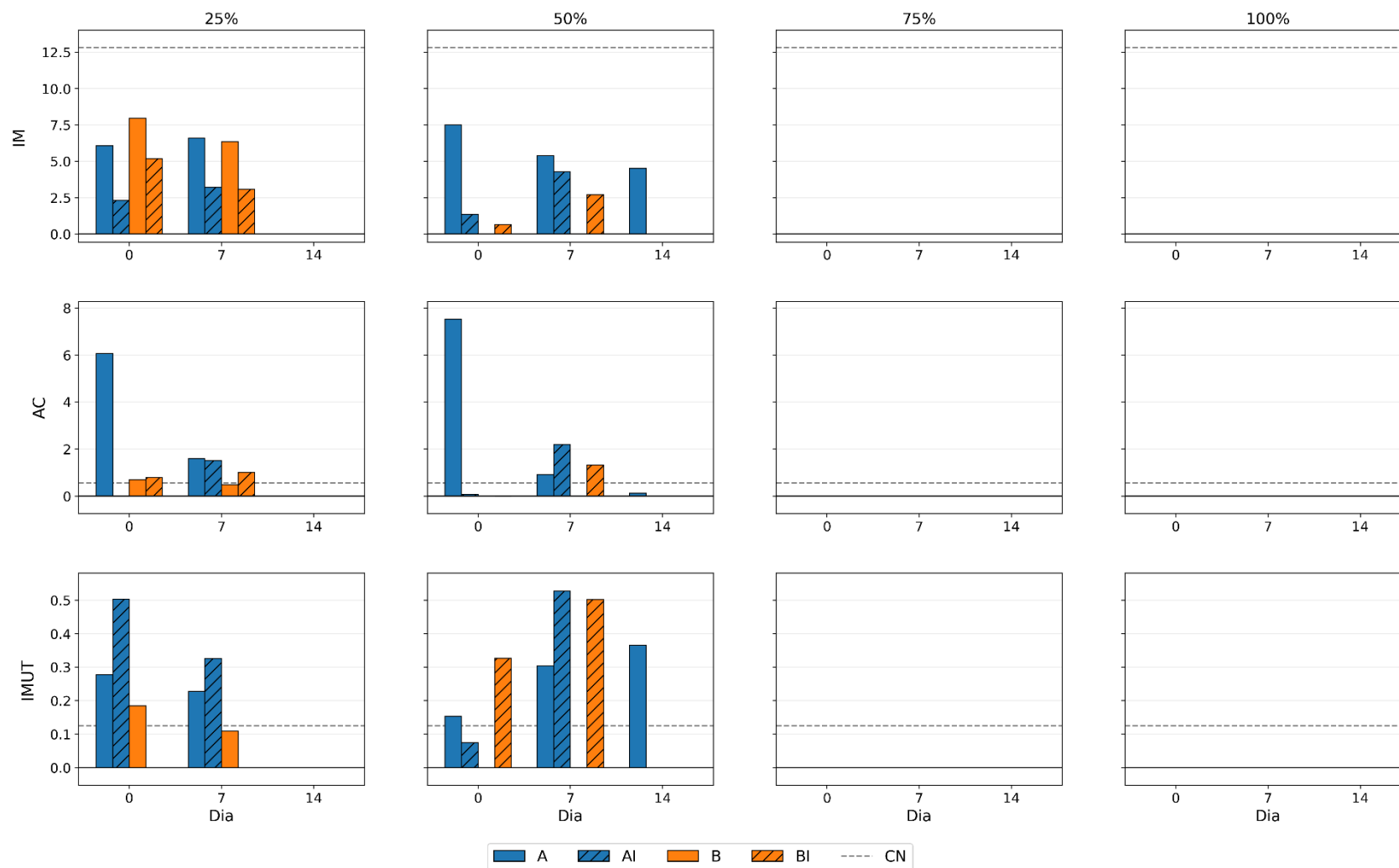
Para o AC, a UE SAC-25 apresentou os maiores valores do índice em todos os dias analisados, com destaque para os sistemas A e B no dia 7. Nas demais UEs também foram observados valores elevados, embora esse comportamento tenha sido mais evidente nos sistemas A, AI e B. O sistema BI, por sua vez, apresentou valores mais baixos, inferiores ao CN na maior parte das condições. Para o IMUT, observaram-se valores predominantemente superiores ao CN, com destaque para os sistemas A e AI.

Na Figura 39 estão apresentados os índices microscópicos de toxicidade obtidas para *Aspergillus sp.*

Na análise microscópica de *Aspergillus sp.*, observa-se que não foi possível realizar a avaliação em todos os sistemas nas concentrações 75 e 100, o que sugere que o aumento da carga tóxica do lixiviado comprometeu a germinação das sementes e/ou seu desenvolvimento.

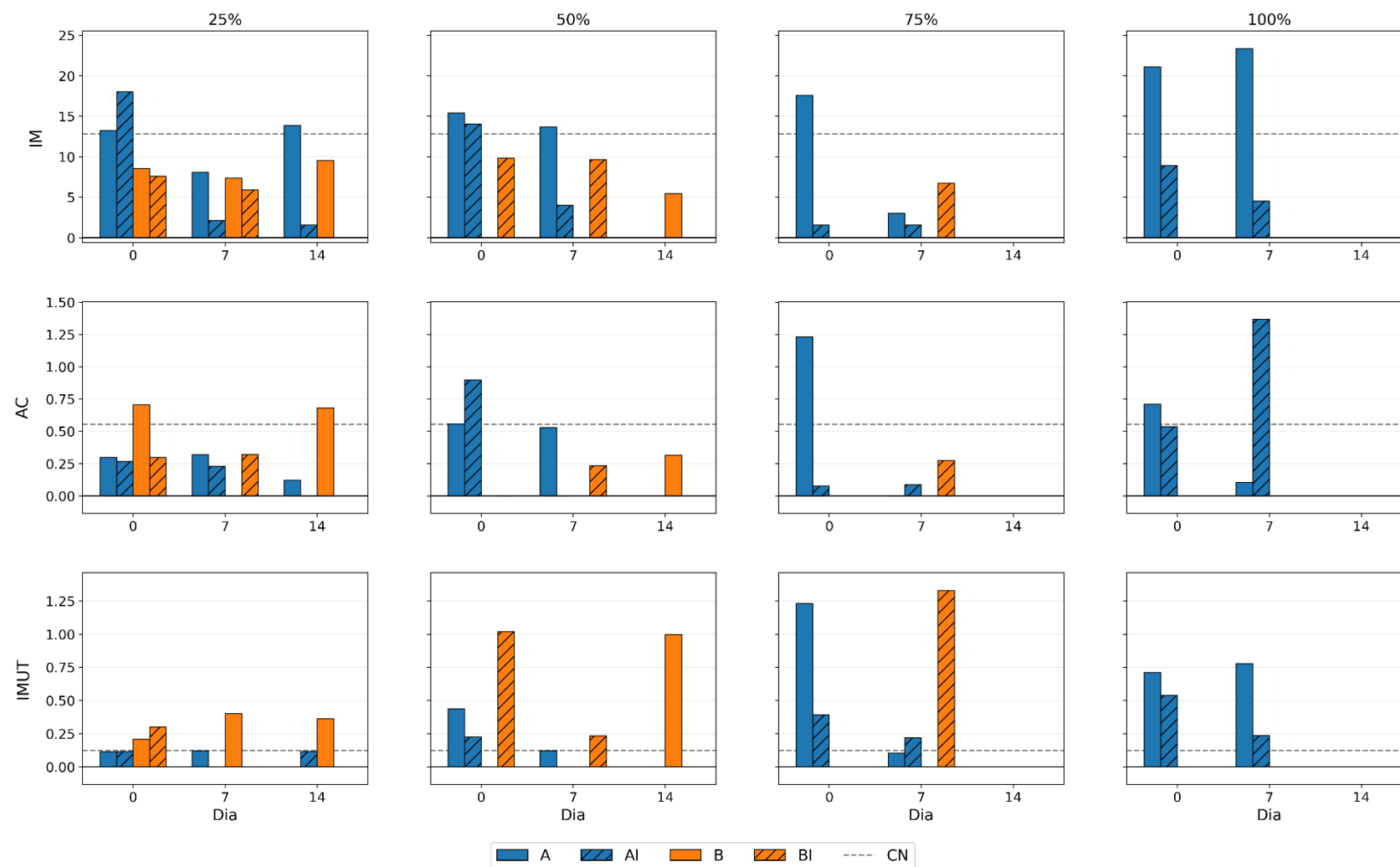
Para o IM, os valores permaneceram inferiores ao CN nas UEs avaliadas, indicando redução da atividade mitótica e, conseqüentemente, maior citotoxicidade. Esse efeito foi mais evidente nos sistemas inoculados, que apresentaram os menores valores do índice, sugerindo que, nessas condições, a inoculação não foi suficiente para atenuar o efeito tóxico do lixiviado sobre a divisão celular. Para o AC, os valores foram, em sua maioria, superiores ao CN, indicando maior genotoxicidade. Esse comportamento pode estar relacionado ao estresse celular provocado pelo lixiviado, que, mesmo em condições de menor atividade mitótica, ainda foi capaz de induzir alterações cromossômicas nas células em divisão. O mesmo padrão foi observado para o IMUT, cujos valores também permaneceram acima do CN na maior parte dos sistemas, evidenciando maior mutagenicidade.

Na Figura 40 estão apresentados os índices microscópicos de toxicidade obtidas para o *Penicillium sp.*

FIGURA 39 – Índices microscópicos obtidos para a *Aspergillus sp.*

IM = Índice Mitótico; AC = Aberração Cromossômica; IMUT = Índice de Mutagenidade

FONTE: Autoria própria (2026).

FIGURA 40 – Índices microscópicos obtidos para o *Penicillium sp.*

IM = Índice Mitótico; AC = Aberração Cromossômica; IMUT = Índice de Mutagenicidade

FONTE: Autoria própria (2026)

Na análise microscópica de *Penicillium* sp., o IM apresentou comportamento distinto entre os sistemas. Em algumas condições, especialmente nos sistemas A e AI, foram observados valores superiores ao CN, principalmente nas UEs PEN-25 e PEN-50 e, no caso do sistema A, também nas concentrações mais elevadas. Esses resultados sugerem menor citotoxicidade nessas condições específicas. Por outro lado, os demais sistemas apresentaram valores inferiores ao CN ao longo do experimento, indicando redução da atividade mitótica e maior citotoxicidade. Para o AC, observaram-se valores elevados em diferentes sistemas, com destaque para B na UE PEN-25 e para A e AI nas demais UEs, que ultrapassam o CN, indicando aumento da genotoxicidade. Já para o IMUT, os valores permaneceram elevados na maior parte das condições, sugerindo maior mutagenicidade.

5.5 ANÁLISE DOS RESULTADOS

Nesta seção, os resultados apresentados anteriormente são analisados de forma conjunta, com o objetivo de relacionar as respostas observadas para os diferentes fungos e sistemas experimentais ao longo da micorremediação.

Inicialmente, foram selecionados, para cada fungo, os parâmetros que apresentaram influência da inoculação, por meio da comparação entre os sistemas inoculados e não inoculados (A e AI; B e BI). Em seguida, para cada sistema inoculado (AI e BI), foram calculadas as médias das UEs nos dias 0 e 14, e, a partir delas, foi obtida a diferença percentual entre o início e o final do experimento. Esse valor indica a tendência observada ao final da micorremediação, isto é, aumento ou redução do parâmetro.

Para cada parâmetro, foi definido o sentido de melhoria, considerando como resposta favorável a redução dos parâmetros físico-químicos e o aumento dos índices de toxicidade macroscópica, conforme descrito a seguir:

- Turbidez: diminuição
- CA: diminuição
- DQO: diminuição
- Cr: diminuição
- Zn: diminuição
- IER: aumento

- IGN: aumento

Além disso, também é apresentada a proporção de UEs que evidenciaram melhoria nos resultados, expressa na forma N/4, em que “N” representa o número de UEs que apresentaram resposta favorável para o parâmetro avaliado.

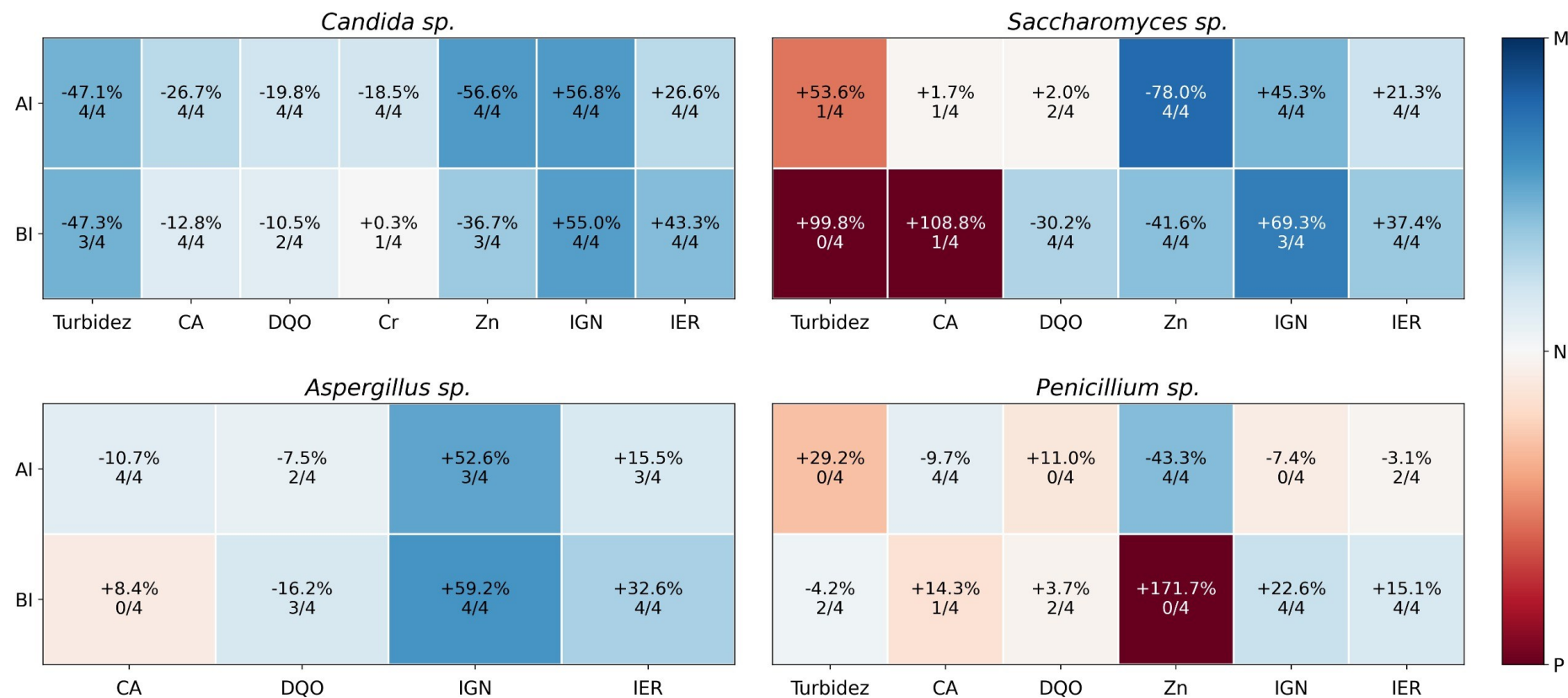
A Figura 41 apresenta o heatmap da variação média dos parâmetros influenciados pela inoculação, considerando a diferença entre as médias dos dias 0 e 14 para cada sistema, bem como o número de UEs que acompanharam a mesma direção de resposta.

Para *Candida* sp., verificou-se redução da maior parte dos parâmetros físico-químicos e dos índices macroscópicos de toxicidade, com exceção do Cr no sistema BI. Os maiores destaques do tratamento com essa levedura foram observados para turbidez, com reduções de até 75% na UE CAN-AI-100 e 60% na UE CAN-BI-100, e para Zn, com reduções de 71% na UE CAN-AI-100 e 54% na UE CAN-BI-25. A toxicidade também foi reduzida, com destaque para o IGN da UE CAN-BI-100, que apresentou redução de 82,11%.

Para *Saccharomyces* sp., observou-se aumento da turbidez e da CA em ambos os sistemas. Em contrapartida, o sistema BI apresentou redução da DQO em todas as UEs analisadas, com maior destaque para a UE SAC-BI-25, na qual a redução foi de 53%. Essa levedura também se destacou na redução de Zn, alcançando 82% de redução na UE SAC-AI-50. Os índices macroscópicos de toxicidade também apresentaram melhora, com reduções de até 79% na UE SAC-BI-75.

O fungo filamentoso *Aspergillus* sp. demonstrou menor influência sobre os parâmetros analisados. Ainda assim, foi capaz de promover reduções em parte deles, com exceção da CA em condições do sistema BI. De modo geral, as reduções obtidas por *Aspergillus* sp. foram menos expressivas do que aquelas observadas para as leveduras. Para a DQO, a redução máxima observada foi de 30,25%, enquanto os índices macroscópicos de toxicidade apresentaram reduções mais elevadas, chegando a 84%.

FIGURA 41 – Heatmap dos resultados físico-químicos e de toxicidade macroscópica obtidos neste estudo, considerando as diferenças iniciais e finais da micorremediação.



AI = Autoclavado e inoculado; BI = Não autoclavado e inoculado; CA = Cor aparente; DQO = Demanda química de oxigênio; Cr = Cromo; Zn = Chumbo; IGN = Índice de Porcentagem de Germinação Residual Normalizado; IER = Índice de Porcentagem de alongamento Radical Residual Normalizado; M = Melhora dos parâmetros; P = Piora dos parâmetros; N = Neutro.

FONTE: Autoria própria (2026)

Já *Penicillium* sp. apresentou o comportamento mais variável entre os fungos avaliados, com respostas alternadas de aumento e redução dos parâmetros. Houve redução da turbidez no sistema BI e redução de CA, Zn e dos índices macroscópicos de toxicidade no sistema AI. No entanto, o conjunto dos resultados indica desempenho menos favorável e menos consistente em comparação com os demais fungos testados.

De forma geral, os resultados do *heatmap* indicam que as leveduras, especialmente *Candida* sp., apresentaram respostas mais consistentes na redução simultânea de parâmetros físico-químicos e de toxicidade. *Saccharomyces* sp. também apresentou desempenho relevante, sobretudo para DQO, Zn e índices macroscópicos de toxicidade, embora tenha promovido aumento de turbidez e CA. Entre os fungos filamentosos, *Aspergillus* sp. mostrou efeito mais discreto, enquanto *Penicillium* sp. apresentou respostas mais instáveis entre os sistemas e parâmetros avaliados. Esses resultados reforçam que a eficiência da micorremediação depende não apenas do microrganismo empregado, mas também do sistema experimental e do parâmetro considerado.

6 CONCLUSÕES

O isolamento de fungos autóctones a partir do lixiviado de aterro sanitário resultou na obtenção de 43 colônias fúngicas distintas, das quais foram selecionados quatro gêneros para aplicação nos ensaios de micorremediação: *Candida sp.*, *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.* A seleção desses microrganismos permitiu avaliar o desempenho de leveduras e fungos filamentosos em sistemas com diferentes condições experimentais.

As análises quantitativas demonstraram que biomassa, unidades formadoras de colônias e esporulação expressam respostas distintas do desenvolvimento fúngico durante a micorremediação. *Candida sp.* e *Saccharomyces sp.* destacaram-se pelo acúmulo de biomassa ao final do experimento, enquanto *Penicillium sp.* apresentou aumento de esporulação em diferentes unidades experimentais. Para *Aspergillus sp.*, a interpretação quantitativa foi parcialmente limitada por erros experimentais, mas os resultados obtidos também evidenciaram acúmulo de biomassa.

A caracterização do lixiviado antes e após a micorremediação demonstrou que a autoclavação modificou as características do efluente e influenciou o comportamento dos microrganismos inoculados. A autoclavação, portanto, não atuou apenas como estratégia de eliminação da microbiota nativa, mas também como fator de alteração físico-química do lixiviado. Os resultados também evidenciaram reduções em sistemas não inoculados, demonstrando que a atenuação de parâmetros físico-químicos não pode ser atribuída exclusivamente à inoculação fúngica.

Entre os isolados testados, *Candida sp.* apresentou o melhor desempenho na micorremediação, com reduções de turbidez, Cr e Zn e respostas favoráveis nos ensaios de toxicidade. *Saccharomyces sp.* também apresentou desempenho relevante, principalmente na redução de DQO, Zn e índices macroscópicos de toxicidade, embora tenha promovido aumento de turbidez e CA em algumas condições. *Aspergillus sp.* exerceu efeito mais limitado sobre os parâmetros avaliados, com destaque para a redução de DQO no sistema B1. *Penicillium sp.* apresentou o comportamento menos consistente, com respostas alternadas de melhora e piora entre os sistemas e parâmetros analisados.

Os ensaios com *Allium cepa* demonstraram redução da fitotoxicidade ao longo do experimento em sistemas inoculados e não inoculados. A inoculação fúngica contribuiu de forma mais evidente em condições específicas, sobretudo nos sistemas

com *Candida sp.* e *Saccharomyces sp.*, que apresentaram os melhores resultados na redução dos índices macroscópicos de toxicidade. *Aspergillus sp.* promoveu reduções pontuais, enquanto *Penicillium sp.* apresentou resposta instável. Na análise microscópica, os efeitos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos permaneceram em diversas condições, demonstrando que a redução da fitotoxicidade não correspondeu à completa detoxificação do lixiviado.

A análise integrada dos dados físico-químicos, biológicos e toxicológicos demonstra que a eficiência da micorremediação depende da interação entre o microrganismo, a composição do lixiviado, a microbiota nativa e as condições experimentais. As leveduras apresentaram desempenho superior aos fungos filamentosos, com destaque para *Candida sp.*, que apresentou maior consistência na redução simultânea de parâmetros físico-químicos e toxicológicos.

Conclui-se que a micorremediação com fungos autóctones constitui uma alternativa viável para o tratamento complementar de lixiviado de aterro sanitário, especialmente com o uso de leveduras. Entre os microrganismos avaliados, *Candida sp.* destacou-se pelo desempenho na redução de parâmetros físico-químicos e toxicológicos, demonstrando potencial para ser introduzida em etapas finais do tratamento do lixiviado, como polimento. Este estudo evidencia que a aplicação da micorremediação em lixiviado exige avaliação multifatorial, considerando simultaneamente os efeitos físico-químicos, biológicos e toxicológicos, bem como as diferenças entre sistemas simplificados e sistemas mais próximos da condição real. A eficiência do processo depende do microrganismo empregado, das condições experimentais e do parâmetro analisado, reforçando a necessidade de estudos complementares para otimização do tratamento e compreensão dos efeitos tóxicos residuais.

6.1 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como recomendação para trabalhos futuros sugere-se:

- Avaliar a aplicação de consórcios fúngicos, a fim de verificar se a associação entre microrganismos com desempenhos complementares pode ampliar a eficiência da micorremediação em diferentes parâmetros do lixiviado;
- Padronizar de forma mais rigorosa os sistemas controle, de modo a separar com maior clareza os efeitos da inoculação fúngica da própria dinâmica natural do lixiviado ao longo do tempo;
- Realizar análises complementares que permitam explicar os mecanismos envolvidos na micorremediação, incluindo a caracterização de metabólitos, a avaliação da microbiota associada e o monitoramento de marcadores fisiológicos e enzimáticos dos fungos;
- Investigar diferentes condições operacionais, como tempo de tratamento, concentração de lixiviado, pH e estratégias de adaptação do inóculo, a fim de identificar condições mais favoráveis ao desempenho dos fungos.

REFERÊNCIAS

ABIOYE, O. P. et al. Bio-Removal of Vat Dye from Textile Effluent by *Candida tropicalis* and *Candida apisi* Isolated from Soil. **Expert Opinion on Environmental Biology**, v. 4, n. 3, 2015. Disponível em: < https://www.scitechnol.com/bioremoval-of-vat-dye-fromtextile-effluent-by-candidatropicalis-and-candida-apisolated-from-soil-19mE.php?article_id=3495>. Acesso em: 13 out. 2025.

ABIOYE, O. P. et al. Biological Treatment of Textile Effluent Using *Candida zeylanoides* and *Saccharomyces cerevisiae* Isolated from Soil. **Advances in Biology**, v. 2014, p., 2014.
<https://doi.org/10.1155/2014/670394>. Acesso em: 30 jan. 2026.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 2007.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 2023.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. 2024.

AHEMAD, M.; KIBRET, M. Recent trends in microbial biosorption of heavy metals: a review. **Biotechnology Research International**, v 1, n. 1, p. 1-15. 2013.
<https://doi.org/10.12966/BMB.06.02.2013>. Acesso em: 03 out. 2025.

AHMAD, M. F. et al. Enhancement of biosorption of zinc ions from aqueous solution by immobilized *Candida utilis* and *Candida tropicalis* cells. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 83, p. 119-128, 2013.
<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.04.016>. Acesso em 11 abr. 2026.

ALMEIDA, L. M. et al. Conservação e monitoramento ambiental utilizando *Allium cepa* como indicadora de poluição das águas superficiais: uma revisão narrativa. In: OLIVEIRA, R.J.de. (org). **Águas e florestas: desafios para conservação e utilização**. Guarujá: Científica Digital, p.174-191, 2021. Disponível em: < <https://www.editoracientifica.com.br/books/chapter/210303792>>. Acesso em: 06 nov. 2026.

ALVARES, D. **Marco na gestão de resíduos em Londrina, CTR completa 10 anos**. CMTU - Companhia municipal de trânsito e Urbanização de Londrina. 2021. Disponível em: < <https://cmtu.londrina.pr.gov.br/index.php/ult-noticias/1888-marco-na-gestao-de-residuos-em-londrina-ctr-completa-10-anos.html%3E.%20Acesso%20em:%2008%20nov.%202025>>. Acesso em: 08 nov. 2025.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. 2 ed. São Paulo: CETESB, Brasília: ANA, 456 p. 2023.

ANDRADE, F. N. **A influência da recirculação de lixiviado na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários: revisão sistemática**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022. Disponível em: <<https://www.eng.uerj.br/producao2/index.php?id=782>>. Acesso em: 25 out. 2025.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, DC: APHA, 2012.

AQUINO, L. F. **Migração de poluentes de lixiviado de locais de disposição final de resíduos sólidos para o solo e para águas subterrâneas no Brasil: análise baseada em trabalhos científicos**. 2022. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022. Disponível em: <<https://www.eng.uerj.br/producao2/index.php?id=783>>. Acesso em: 18 jan. 2026.

BADIA-FABREGAT, M. et al. Study of the effect of the bacterial and fungal communities present in real wastewater effluents on the performance of fungal treatments. **Science of The Total Environment**, v. 579, p. 366-377, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.088>. Acesso em: 05 abr. 2026.

BAGUR-GONZÁLEZ, M. G. et al. Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 2, p. 281–289, 2011. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11368-010-0285-4>>. Acesso em: 17 dez. 2026.

BALDRIAN, P. Fungal laccases – occurrence and properties. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 30, n. 2, p. 215–242, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1574-4976.2005.00010.x>. Acesso em: 25 out. 2025.

BATISTA, M. M. et al. Solar photoreactor: application in the recalcitrance and toxicity reduction of old leachate by photo-Fenton. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 133-148, 2022. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2022.121228>. Acesso em: 11 nov. 2025.

BAYSAL, Z. et al. Equilibrium and thermodynamic studies on biosorption of Pb(II) onto *Candida albicans* biomass. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 1, p. 62-67, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.122>. Acesso em: 04 fev. 2026.

BEAUVAIS, A. et al. Characterization of a biofilm-like extracellular matrix in FLO1-expressing *Saccharomyces cerevisiae* cells. **FEMS Yeast Research**, v. 9, n. 3, p. 411-419, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1567-1364.2009.00482.x>. Acesso em: 05 abr. 2026.

BENTO, F. M. et al. Bioremediation of soil contaminated by diesel oil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 34, p. 65-68, 2003.

<https://doi.org/10.1590/S1517-83822003000500022>. Acesso em: 04 nov. 2025.

BERTRAND, H. Role of Mitochondrial DNA in the Senescence and Hypovirulence of Fungi and Potential for Plant Disease Control. **Annual Review of Phytopathology**, v. 38, p. 397-422, 2000. DOI: 10.1146/annurev.phyto.38.1.397. Disponível em: < <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.phyto.38.1.397>. >. Acesso em: 19 out. 2025.

BEZERRA, T. E. **Potencial biotecnológico dos fungos endofíticos do guaraná (*Paullinia cupana* var. *sorbilis*) no controle biológico da antracnose**. 2015. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2015. Disponível em: < <https://tede.ufam.edu.br/handle/tede/6905>>. Acesso em: 09 out. 2025.

BHAMBORE, N.; KUMAR, M. S. Assessing seasonal fluctuations in leachate chemical properties and leachate pollution index as contamination indicators. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 12, art. 1432, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-12008-9>. Acesso em: 06 abr. 2026.

BHATTACHARYYA, K. et al. Unlocking Cd(II) biosorption potential of *Candida tropicalis* XTA 1874 for sustainable wastewater treatment. **Scientific Reports**, v. 14, art. 15690, 2024. Disponível em: < <https://www.nature.com/articles/s41598-024-66336-y>>. Acesso em: 14 jan. 2026

BISHNOI, N. R.; GARIMA, N. Fungus-na alternative for bioremediation of heavy metal containing wastewater: a review. **Journal of Scientific & Industrial Research**, v. 64, n. 2, p. 93-100, 2005. Disponível em: < <https://nopr.niscpr.res.in/handle/123456789/5015>>. Acesso em: 26 mar. 2026.

BLOKDYK, G. **Regression Analysis: A Complete Guide**. [S.l.]: [s.n.], 2019.

BOHRER, M. B. C. **Biomonitoramento das lagoas de tratamento terciário do sistema de tratamento dos efluentes líquidos industriais (SITEL) do pólo petroquímico do sul, Triunfo, RS, através da comunidade zooplanctônica**. 1995. 469 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1995.

BONASSA, G. R. **Seleção de fungos para o desenvolvimento de bioinoculante para biorremediação de solos agrícolas impactados com atrazina**. 2021. 66 p. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Biotecnologia) - Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2021. Disponível em: < <https://dspace.unila.edu.br/items/e6338c96-4a12-47ad-9eb0-45cf9d829d77>>. Acesso em: 24 dez. 2025.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências**. Diário Oficial da União, Brasília, 03, ago. 2010.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Londrina - Perfil dos Municípios. 2022.

BRENNAN, R. B. et al. Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. **Waste Manag**, v. 55, p. 355–363, 2016.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.010>. Acesso em: 16 out. 2025.

BRENTANO, D. M. **Desenvolvimento e aplicação do teste de toxicidade crônica com Daphnia magna: Avaliação de efluentes tratados de um aterro sanitário**.

2006. 145p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade de Santa Catarina, Florianópolis, 2006. Disponível em: <

<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/88729>>. Acesso em: 16 dez. 2025.

BURATTI, S. et al. Fungal diversity in two wastewater treatment plants in North Italy. **Microorganisms**, v. 10, n. 6, art. 1096, 2022.

<https://doi.org/10.3390/microorganisms10061096>. Acesso em: 05 abr. 2026.

CALFA, B. A.; TOREM, M. L. Biorreagentes: aplicações na remoção de metais pesados contidos em efluentes líquidos por biossorção/bioflotação. REM: **Revista Escola de Minas**, v. 60, n. 3, p. 537-542, 2007.

<https://doi.org/10.1590/S0370-44672007000300015>. Acesso em: 06 abr. 2026.

CAMARGO, C. C. de. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário: remoção de amônia por formação de estruvita**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, Área de Saneamento e Ambiente) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012. Disponível em: <

https://www.oasisbr.ibict.br/vufind/Record/UNICAMP-30_0fed762bd617136464ee3738aca7809d>. Acesso em: 18 fev. 2026.

CARITÁ, R.; MARIN-MORALES, M. A. Induction of chromosome aberrations in the Allium cepa test system caused by the exposure of seeds to industrial effluents contaminated with azo dyes. **Chemosphere**, v. 72, n. 5, p.722-725, 2008.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.056>. Acesso em: 17 out. 2025.

Centers for Disease Control and Prevention. **Steam sterilization**. Atlanta: CDC, 2023. Disponível em: <<https://www.cdc.gov/infection-control/hcp/disinfection-sterilization/steam-sterilization.html>>. Acesso em: 13 fev. 2026.

CHANDRA, J.; MUKHERJEE, P. K. Candida Biofilms: Development, Architecture, and Resistance. **Microbiology Spectrum**, v. 3, n. 4, 2015.

<https://doi.org/10.1128/microbiolspec.MB-0020-2015>. Acesso em: 05 abr. 2026.

CHEN, C.; WANG, J. Removal of Heavy Metal Ions by Waste Biomass of Saccharomyces cerevisiae. **Journal of Environmental Engineering**, v. 136, n. 1, p. 95-102, 2010. DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000128.

[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000128](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000128). Acesso em: 01 nov. 2025.

CHRISTENSEN, T. H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied geochemistry**, v. 16, p. 659-718, 2001.

[https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2). Acesso em: 17 dez. 2025.

COELHO, E. J. R. **Respostas fisiológicas e citogenéticas em raízes de *Allium cepa* L. expostas às amostras de água e sedimento de três represas da bacia do rio Santa Maria da Vitória (ES, Brasil)**. 2017. 86p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.ufes.br/items/868b30e1-7b3d-4a98-94e5-bd86f1f040c0>>. Acesso em: 02 nov. 2025.

CMTU - COMPANHIA MUNICIPAL DE TRÂNSITO E URBANIZAÇÃO DE LONDRINA. CMTU apresenta novos contratos das sete cooperativas de reciclagem. Londrina, 2017. Disponível em: <<https://cmtu.londrina.pr.gov.br/index.php/ult-noticias/800-cmtu-apresenta-novoscontratos-das-sete-cooperativas-de-reciclagem.html>>. Acesso em: 18 nov. 2025.

CONCEIÇÃO, M. M. M. da. C.; TEIXEIRA, L. C. G. M. Relação entre produção de resíduos sólidos urbanos e crescimento populacional na região norte. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales; Investigación, desarrollo y práctica**, v. 14, n. 3, p. 1383-1396, 2021. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.3.75886>. Acesso em: 03 out. 2025.

COSTA, C.R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química nova**, v. 31, p. 1820-1830, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000700038>. Acesso em: 16 fev. 2026.

CORRÊA-ALMEIDA, C. et al. Characterization of *Aspergillus nidulans* biofilm formation and structure and their inhibition by pea defensin Psd2. **Frontiers in Molecular Biosciences**, v. 9, art. 795255, 2022. <https://doi.org/10.3389/fmolb.2022.795255>. Acesso em: 05 abr. 2026.

DANTAS, E. R. B. et al. Identificação de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário durante tratamento por processo fenton. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 6, p. 274-287, 2021. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.006.0023>. Acesso em: 06 mar. 2026.

DAS, K. et al. Unveiling the Sustainable and Biological Remediation of Heavy Metals Contaminations in Soils and Water Ecosystems Through Potential Microbes - A Review. **Sustainability**, v. 17, n. 16, art. 7357, 2025. DOI: 10.3390/su17167357. <https://doi.org/10.3390/su17167357>. Acesso em: 09 mar. 2026.

DHANKHAR, R.; HOODA, A. Fungal biosorption-an alternative to meet the challenges of heavy metal pollution in aqueous solutions. **Environmental Technology**, v. 32, n. 5, p. 467-491, 2011. <https://doi.org/10.1080/09593330.2011.572922>. Acesso em: 28 out. 2025.

DIAS, A. L. S. **Análise de desempenho de lagoas de estabilização empregadas para tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. 2012. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012. Disponível em: <<https://repositorio.ufmg.br/items/a6a6e728-ed4c-4123-848f-6ccbcb02c87>>. Acesso em: 27 jan. 2026.

DIAS, N. C. **Adsorção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário em coluna de leito fixo com vermiculita expandida**. 2013. 79 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013. Disponível em: < <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/32115>>. Acesso em: 09 mar. 2026.

ECHART, C. L.; CAVALLI-MOLINA, S. Fitotoxicidade do alumínio: efeitos, mecanismo de tolerância e seu controle genético. **Ciência Rural**, v. 31, n. 3, p. 531-541, 2001.
<https://doi.org/10.1590/S0103-84782001000300030>. Acesso em: 18 jan. 2026.

EL-BONDKLY, A. M. A.; EL-GENDY, M. M. A. A. Bioremoval of some heavy metals from aqueous solutions by two different indigenous fungi *Aspergillus* sp. AHM69 and *Penicillium* sp. AHM96 isolated from petroleum refining wastewater. **Heliyon**, v. 8, n. 7, art. e09854, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09854>. Acesso em: 30 jan. 2026.

EL-FADEL, M. et al. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. **Waste Manag**, v 22, p. 269–282, 2002.
[https://doi.org/10.1016/s0956-053x\(01\)00040-x](https://doi.org/10.1016/s0956-053x(01)00040-x). Acesso em: 08 jan. 2026.

FARAG, A. **An integrated approach for landfill leachate treatment using Plasma/UV pre-treatment and indigenous green microalgae**. 2022. PhD thesis - University of Sheffield, Sheffield, 2022. Disponível em: < <https://etheses.whiterose.ac.uk/id/eprint/31936/>>. Acesso em 29 nov. 2025.

FAZOLO, A. et al. Assessment of conventional full-scale treatment for the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals present in the Tibagi River (Paraná State, Brazil). **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, art. 715772, 2021.
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.715772>. Acesso em: 05 abr. 2026.

FELICI, E. M. **Coagulação-floculação-sedimentação como pós tratamento de efluente de Sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2010. 137p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2010. Disponível em: < <https://repositorio.uel.br/items/c087b45f-98e0-4152-8cb4-55d731303132/full>>. Acesso em: 02 nov. 2025.

FISKESJÖ, G. Chromosomal relationship between three species of *Allium* as revealed by C-banding. **Hereditas**, v. 81, p.23-31, 1975.
<https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1975.tb01010.x>. Acesso em: 19 nov. 2025.

FISKESJÖ, G. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**, v. 102, n. 1, p. 99-112, 1985.
<https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1985.tb00471.x>. Acesso em: 19 nov. 2025.

FREITAS, M. F, PIRES, M. M, & BENINCÁ, D. Fragilidades e potencialidades na gestão dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v.16, e20230271.
<https://doi.org/10.1590/2175-3369.016.e20230271>. Acesso em: 22 nov. 2025.

FUJIOKA, A. M. A. et al. Avaliação da eficiência da remoção de nitrogênio e fósforo em lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e esgoto sanitário. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 3, p. 12049-12058, 2020.
<https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-171>. Acesso em: 06 abr. 2026.

GADD, G. M. Geomycology: biogeochemical transformations of rocks, minerals, metals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. *Mycological Research*, v. 111, p. 3–49, 2007.
<https://doi.org/10.1016/j.mycres.2006.12.001>. Acesso em: 18 fev. 2026.

GADD, G. M. Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 84, n. 1, p. 13–28, 2009.
<https://doi.org/10.1002/jctb.1999>. Acesso em: 13 fev. 2026.

GAO, J. et al. Indigenous *Saccharomyces cerevisiae* could better adapt to the physicochemical conditions and natural microbial ecology of Prince grape must compared with commercial *Saccharomyces cerevisiae* FX10. **Molecules**, v. 27, n. 20, art. 6892, 2022.
<https://doi.org/10.3390/molecules27206892>. Acesso em: 05 abr. 2026.

GHISI, N. C. et al. Integrative analysis in toxicological assessment of the insecticide Malathion in *Allium cepa* L. **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, p. e240118, 2023.
<https://doi.org/10.1590/1519-6984.240118>. Acesso em: 23 nov. 2025.

GONZÁLEZ, F. H. D.; SILVA, S. C. **Patologia clínica veterinária: texto introdutório**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008. 342 p. Disponível em: < <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/294534>>. Acesso em: 22 jan. 2026.

GUERRA, M., SOUZA, M. J. **Como observar cromossomos: Um guia de técnicas em citogenética vegetal, animal e humana**. São Paulo: Funtec, 2002. Disponível em: < <https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&biblioteca=vazio&busca=autoria%3A%22GUERRA%2C+M.%22&id=874067&paginaAtual=1&paginacao=t&qFacets=autoria%3A%22GUERRA%2C+M.%22&sort=>>>. Acesso em: 14 jan. 2026.

GUEVARA, M. D. F. et al. Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores. *Revista DAE*, v. 67, n. 216, p. 44-51, 2019. Disponível em: < <https://www.revistadae.com.br/site/artigo/1773-Fitotoxicidade-em-aguas-residuarias-domesticas-utilizando-sementes-como-bioindicadores->>. Acesso em: 14 nov. 2025.

GUTIERREZ, G. et al. Humedal construído híbrido para la remoción de contaminantes de lixiviado de relleno sanitario de Rafaela. **AJEA - Actas de Jornadas y Eventos Académicos de UTN**, n. 38, p. 121-122, 2024. Disponível em: < <https://rtyc.utn.edu.ar/index.php/ajea/article/view/1617>>. Acesso em: 11 nov. 2025.

HALL, R. A.; GOW, N. A. R. Mannosylation in *Candida albicans*: role in cell wall function and immune recognition. **Molecular Microbiology**, v. 90, n. 6, p. 1147-1161, 2013. DOI: 10.1111/mmi.12426.

<https://doi.org/10.1111/mmi.12426>. Acesso em: 12 fev. 2026.

HASSAN, A. et al. Bioaugmentation assisted mycoremediation of heavy metal and/metalloid landfill contaminated soil using consortia of filamentous fungi. **Biochemical Engineering Journal**, n. 157, 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107550>. Acesso em: 19 fev. 2026.

HARMS, H.; SCHLOSSER, D.; WICK, L. Y. Untapped potential: microorganisms as catalysts for bioremediation. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 17, p. 7737–7746, 2011.

<https://doi.org/10.1038/nrmicro2519>. Acesso em: 12 mar. 2026.

HEMACHANDRA, C. K.; PATHIRATNE, A. Combination of physico-chemical analysis, *Allium cepa* test system and *Oreochromis niloticus* erythrocyte based comet assay/nuclear abnormalities tests for cyto-genotoxicity assessments of treated effluents discharged from textile industries. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 131, p. 54-64, 2016.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.05.010>. Acesso em: 22 out. 2025.

HENNING, A. A. **Guia prático para identificação de fungos mais frequentes em sementes de soja**. EMBRAPA, 2015. Disponível em:

<<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1018540>>. Acesso em: 26 jan. 2026.

IKECHI-NWOGU, G. C., AKPAN, D. Mycoremediation Potential of Edible Mushroom (*Lentinus squarrosulus* Mont.) for Reduction of Physicochemical Properties and Microbial Load of Landfill Leachate obtained from Choba Dumpsite, Rivers State, Nigeria. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 26, p. 2101-2106, 2022.

<https://doi.org/10.4314/jasem.v26i12.27>. Acesso em: 23 fev. 2026.

ILYAS, S. et al. Chromium (VI) tolerance and bioaccumulation by *Candida tropicalis* isolated from textile wastewater. **Sustainable Environment Research**, v. 30, n. 1, art. 29, 2020. DOI: 10.1186/s42834-020-00069-1. Disponível em: <

<https://link.springer.com/article/10.1186/s42834-020-00069-1>>. Acesso em: 10 jan. 2026.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Londrina. **Pesquisa de Informações Básicas Municipais - MUNIC: perfil dos municípios brasileiros**. 2022.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Tabela de estações**. Brasília, DF: INMET, [s.d.]. Disponível em:

<https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/>. Acesso em: 22 maio 2026.

IWUAGWU, J. O.; UGWUANYI, J. O. Treatment and Valorization of Palm Oil Mill Effluent through Production of Food Grade Yeast Biomass. **Journal of Waste Management**, v. 2014, art. 439071, 9 p., 2014. DOI: 10.1155/2014/439071. <https://doi.org/10.1155/2014/439071>. Acesso em: 14 mar. 2026.

IZAH, S. C. et al. Changes in the Treatment of Some Physico-Chemical Properties of Cassava Mill Effluents Using *Saccharomyces cerevisiae*. **Toxics**, v. 5, n. 4, art. 28, 2017. <https://doi.org/10.3390/toxics5040028>. Acesso em: 05 dez. 2025.

JANUS, M. M. et al. *Candida albicans* alters the bacterial microbiome of early in vitro oral biofilms. **Journal of Oral Microbiology**, v. 9, n. 1, art. 1270613, 2017. <https://doi.org/10.1080/20002297.2016.1270613>. Acesso em: 05 abr. 2026.

JØRGENSEN, T. R. et al. Submerged conidiation and product formation by *Aspergillus niger* at low specific growth rates are affected in aerial developmental mutants. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, n. 15, p. 5270-5277, 2011. <https://doi.org/10.1128/AEM.00118-11>. Acesso em: 05 abr. 2026.

KAO, L. S. **Estudo de métodos para avaliação da degradação de bisfenol a (BFA) por fungos filamentosos**. 2023. 67p. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) - Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2023. Disponível em: < <https://dspace.unila.edu.br/items/fccd7fd8-5422-4e57-83c8-6ae2fe9bed77>>. Acesso em: 02 out. 2025.

KAPOOR, A.; VIRARAGHAVAN, T. Fungal biosorption: an alternative treatment option for heavy metal bearing wastewaters: a review. **Bioresource Technology**, v. 53, n. 3, p. 195-206, 1995. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(95\)00072-M](https://doi.org/10.1016/0960-8524(95)00072-M). Acesso em: 03 fev. 2026.

KENDIG, E. L. et al. Defining Hormesis: Evaluation of a Complex Concentration Response Phenomenon. **International Journal of Toxicology**, v. 29, n. 3, p. 235-246, 2010. DOI: 10.1177/1091581810363012. <https://doi.org/10.1177/1091581810363012>. Acesso em: 09 out. 2025.

KRIJGSHELD, P. et al. Development in *Aspergillus*. **Studies in Mycology**, v. 74, p. 1-29, 2013. <https://doi.org/10.3114/sim0006>. Acesso em: 05 abr. 2026.

KWOLEK-MIREK, M.; ZADRAG-TECZA, R. Comparison of methods used for assessing the viability and vitality of yeast cells. **FEMS Yeast Research**, v. 14, p. 1068-1079, 2014. <https://doi.org/10.1111/1567-1364.12202>. Acesso em: 05 abr. 2026.

LANFRANCONI, I. et al. Textile dyeing wastewater treatment by *Penicillium chrysogenum*: Design of a sustainable process. **Water Science and Technology**, v. 86, n. 2, p. 292-301, 2022.
<https://doi.org/10.2166/wst.2022.204>. Acesso em: 05 abr. 2026.

LANGE, L. C. et al. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de fenton, **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 175-183, 2006.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000200011>. Acesso em: 17 out. 2025.

LAVUDYA, S. et al. Treatment of landfill leachate using advanced oxidation process and struvite precipitation processes. **Materials Today: Proceedings**, v. 76, pt. 1, p. 206-211, 2023. DOI: 10.1016/j.matpr.2023.01.047.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000200011>. Acesso em: 06 abr. 2026.

LEBRON, Y.A.R. et al. A survey on experiences in leachate treatment: Common practices, differences worldwide and future perspectives. *J. Environ. Manage*, v. 288, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112475>. Acesso em: 23 jan. 2026.

LEITÃO, A. L. Potential of *Penicillium* Species in the Bioremediation Field. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 6, n. 4, p. 1393-1417, 2009.
<https://doi.org/10.3390/ijerph6041393>. Acesso em: 20 dez. 2025.

LELES, D. **Avaliação ecotoxicológica de efluente têxtil com corante utilizando sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa***. 2017. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017. Disponível em: < https://files.cercomp.ufg.br/weby/up/140/o/TCC_2_-_DENISE_LELES.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2024.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: a review on its application. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, v. 682, n. 1, p. 71-81, 2009.
<https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2009.06.002>. Acesso em: 07 out. 2025.

LEMONS, T. S. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em lagoas de estabilização: estudo de caso do aterro de Cianorte-PR**. 2015. 93 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2015. Disponível em: < <https://repositorio.uel.br/items/512d9329-d996-4b39-994b-dc3b8df40a41>>. Acesso em: 06 abr. 2026.

LEVAN, A. The effect of colchicine on root mitoses in *Allium*. **Hereditas**, v. 24, p. 471-486. 1938.
<https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1938.tb03221.x>. Acesso em: 21 jan. 2026.

LIU, L. et al. Bioaccumulation of uranium by *Candida utilis*: investigated by water chemistry and biological effects. **Environmental Research**, v. 194, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110691>. Acesso em: 08 fev. 2026.

LOFGREN, L. A.; STAJICH, J. E. Fungal biodiversity and conservation mycology in light of new technology, big data, and changing attitudes. **Current Biology**, v. 31, n. 19, p. R1312-R1325, 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.083>. Acesso em: 06 abr. 2026.

LONG, X.-F. et al. Response mechanism of *Saccharomyces cerevisiae* under benzoic acid stress in ethanol fermentation. **Scientific Reports**, v. 14, art. 28757, 2024. DOI: 10.1038/s41598-024-80484-1.

<https://doi.org/10.1038/s41598-024-80484-1>. Acesso em: 21 mar. 2026.

MAINE, M. A. et al. Cr, Ni, and Zn removal from landfill leachate using vertical flow wetlands planted with *Typha domingensis* and *Canna indica*. **International Journal of Phytoremediation**, v. 24, n. 1, p. 66-75, 2022.

<https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1926909>. Acesso em: 19 jul. 2025

MALINI, M. et al. Determination of the antimutagenicity of an aqueous extract of *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae), using in vivo and in vitro test systems. **Genetics and Molecular Biology**, v. 33, n. 1, p. 176-181, 2010.

<https://doi.org/10.1590/S1415-47572009005000106>. Acesso em: 21 fev. 2026.

MANNARINO, C. F. et al. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 108-112, 2006.

<https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000200002>. Acesso em: 11 dez. 2025.

MARGESIN, R.; SCHINNER, F. Biodegradation and bioremediation of hydrocarbons in extreme environments. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 56, p. 650–663, 2001.

<https://doi.org/10.1007/s002530100701>. Acesso em: 08 out. 2025.

MARINHO, C. de O. et al. Influência de fonte primária de carbono e de macronutrientes na remoção de índigo carmim por *Aspergillus niger* em reator de escoamento contínuo. **AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: investigación, desarrollo y practica**, v. 15, n. 1, p. 36-54, 2022.

<https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.76581>. Acesso em: 01 dez. 2025.

MARTINS, C. T. et al. Simultaneous enumeration of yeast and bacterial cells in the context of industrial bioprocesses. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 51, art. kuae029, 2024.

<https://doi.org/10.1093/jimb/kuae029>. Acesso em: 05 abr. 2026.

MARTINS, M. et al. Presence of extracellular DNA in the *Candida albicans* biofilm matrix and its contribution to biofilms. **Mycopathologia**, v. 169, n. 5, p. 323-331, 2010.

<https://doi.org/10.1007/s11046-009-9264-y>. Acesso em: 05 abr. 2026.

MASELLI, B. de S. **Ensaio ecotoxicológico aplicado a avaliação de resíduos da produção de medicamentos veterinários**. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Minas Gerais, 2013. Disponível em: <<https://btd.unifal-mg.edu.br:8443/handle/tede/544>>. Acesso em: 28 nov. 2025.

MARTINS, C. L. et al. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 401-410, 2010.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000400013>. Acesso em: 02 fev. 2026.

MARTÍNEZ, J. M. et al. Release of Mannoproteins during *Saccharomyces cerevisiae* Autolysis Induced by Pulsed Electric Field. *Frontiers in Microbiology*, v. 7, art. 1435, 2016.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01435>. Acesso em: 23 nov. 2025.

MCLAUGHLIN, D. J.; SPATAFORA, J. W. (ed.). Systematics and evolution: Part B. 2. ed. **Berlin: Springer**, 2015. (The Mycota, 7B). Disponível em: <<https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-662-46011-5>>. Acesso em: 06 abr. 2026.

MEYER, C. T. et al. A high-throughput and low-waste viability assay for microbes. **Nature Microbiology**, v. 8, n. 12, p. 2304-2314, 2023.
<https://doi.org/10.1038/s41564-023-01513-9>. Acesso em: 05 jan. 2026.

MORAVIA, W. G. **Avaliação de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. 2010. 262 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010. Disponível em: <<https://repositorio.ufmg.br/items/edc169ea-384c-4ae2-b011-0e24c9d907eb>>. Acesso em: 16 mar. 2026.

MOTTER, M. D. S. et al. Índice mitótico em células epiteliais da brânquia de Guarú (*Poecilia vivipara*) tratados com frações da casca do caule e da folha de pequi (*Caryocar brasiliensis*). *Braz. J. Vet. Res. Anim. Sci.*, v. 41, n. 4. 2004.
<https://doi.org/10.1590/S1413-95962004000400001>. Acesso em: 13 nov. 2025.

MUKSY, R.; KOLO, K. Experimental observations and assessment of landfill leachate bioremediation by autochthonous fungi species and their effective geoactivities. **Journal of Ecological Engineering**, v. 24, n. 1, p. 312-327, 2023.
<https://doi.org/10.12911/22998993/156080>. Acesso em: 06 abr. 2026.

MUTER, O. et al. Cr(VI) sorption by intact and dehydrated *Candida utilis* biomass. **Process Biochemistry**, v. 38, n. 1, p. 123-131, 2002.
[https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(02\)00065-1](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(02)00065-1). Acesso em: 09 out. 2025.

NAKAMURA, C. Y. **Estudo de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e da água subterrânea no entorno de aterros sanitários em Minas Gerais**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012. Disponível em:

<<https://locus.ufv.br/items/37747627-6002-4fc1-a8b5-3805f10d08db>>. Acesso em: 06 abr. 2026.

NASCIMENTO, V. F. et al. Evolução e desafios no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. **Ambiente & Água**, v. 10, n. 4, p. 890-902, 2015.

<https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1635>. Acesso em: 09 nov. 2025.

NEIMAN, A. M. Sporulation in the budding yeast *Saccharomyces cerevisiae*. **Genetics**, v. 189, n. 3, p. 737-765, 2011.

<https://doi.org/10.1534/genetics.111.127126>. Acesso em: 05 abr. 2026.

NICUȚĂ, D. et al. The *Allium cepa* Model: A Review of Its Application as a Cytogenetic Tool for Evaluating the Biosafety Potential of Plant Extracts. **Methods and Protocols**, v. 8, n. 4, art. 88, 2025.

<https://doi.org/10.3390/mps8040088>. Acesso em: 17 out. 2025.

OKODUWA, S. I. R. et al. Tannery Effluent Treatment by Yeast Species Isolates from Watermelon. **Toxics**, v. 5, n. 1, art. 6, 2017.

<https://doi.org/10.3390/toxics5010006>. Acesso em: 20 fev. 2026.

OLIVEIRA, J. F. R. Avaliação ecotoxicológica do efluente da ETE-MARATOAN utilizando sementes de *Lactuca sativa* L. e *Cucumis sativus* L. 2021 Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal do Ceará, Crateús, 2021. Disponível em:

<<https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/58013>>. Acesso em: 10 fev. 2026.

ORTIZ-MONSALVE. S. Micorremediação de efluentes de tingimento de couro usando cepas de fungos nativos. 2019. 85f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019. Disponível em: <

<https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/201559/001099329.pdf?sequence=1>>.

Acesso em: 29 mar. 2026.

PANDE, V. et al. Microbial Interventions in Bioremediation of Heavy Metal Contaminants in Agroecosystem. **Frontiers in Microbiology**, v. 13, art. 824084, 2022.

<https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.824084>. Acesso em: 29 nov. 2025.

PAPADIMITRIOU, E. K. Hydrolysis of organic matter during autoclaving of commingled household waste under elevated pressure with saturated steam. **Waste Management**, v. 30, n. 4, p. 572-582, 2010.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.11.019>. Acesso em: 10 mar. 2026.

PARVATHI, K.; NAGENDRAN, R. Biosorption of Chromium from Effluent Generated in Chrome-Electroplating Unit using *Saccharomyces cerevisiae*. **Separation Science and Technology**, v. 42, n. 3, p. 625-638, 2007.

<https://doi.org/10.1080/01496390601070158>. Acesso em: 14 out. 2025.

PEDUTO, T. A. G.; JESUS, T. A. de; KOHATSU, M. Y. Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. **Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação, Uberaba**, v. 4, n. 2, p. 200-212, 2019.

<https://doi.org/10.18554/rbcti.v4i2.3698>. Acesso em: 06 abr. 2026.

PESENTI, M. E. A. Emprego da micorremediação para a redução da toxicidade de lixiviado proveniente de aterro sanitário. 2023. 80 p. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária). – Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2023. Disponível em: <<https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/32783>>. Acesso em: 18 mar. 2026.

PESENTI, M. E. A. et al. Evaluation of the bioremediation potential of *Candida* spp. and *Trichophyton* spp. fungi in the treatment of leachate from a landfill. **Holos**, v. 5, n. 39, p. 1-12, 2023.

<https://doi.org/10.15628/holos.2023.16307>. Acesso em: 06 abr. 2026.

PESENTI, M. E. A.; PRATES, K. V. M. C. O papel dos fungos no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. **Cadernos Técnicos de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 41-51, 2024.

<https://doi.org/10.5327/276455760401004>. Acesso em: 22 maio 2026.

PREFEITURA DE LONDRINA. CMTU apresenta novos contratos das sete cooperativas de reciclagem. Disponível em: <<https://cmtu.londrina.pr.gov.br/index.php/ult-noticias/800-cmtu-apresenta-novoscontratos-das-sete-cooperativas-de-reciclagem.html>>. Acesso em: 02. jan. 2026.

QUIRINO, A. G. C. et al. Heterogeneous Fenton process optimization with Ni_{0.5}Zn_{0.5}Fe₂O₄ nanocatalyst in stabilized landfill leachate treatment. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 60, art. e2311, 2025.

<https://doi.org/10.5327/Z2176-94782311>. Acesso em: 25 fev. 2026.

RAMAGE, G. et al. Aspergillus biofilms: clinical and industrial significance. **FEMS Microbiology Letters**, v. 324, n. 2, p. 89-97, 2011.

<https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2011.02381.x>. Acesso em: 05 abr. 2026.

RAMPRASAD, C. et al. Comparative study on the treatment of landfill leachate by coagulation and electrocoagulation processes. **Nature Environment and Pollution Technology**, v. 18, n. 3, p. 845-856, 2019. Disponível em: <

<https://neptjournal.com/upload-images/NL-69-18-%2816%29-B-3588.pdf>>. Acesso em: 28 mar. 2026.

RASHDI, S. A. et al. Eco-Friendly Optimization of Landfill Leachate Treatment via Agricultural Waste-Derived Coagulants and Advanced Oxidation. **Engineering, Technology & Applied Science Research**, v. 15, n. 5, p. 27507-27512, 2025.

<https://doi.org/10.48084/etasr.11324>. Acesso em: 03 mar. 2026.

REIS, B. G. **Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário**. 2014. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1843/BUBD-9MPLGK>>. Acesso em: 16 mar. 2026.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **J. Hazard. Mater**, v. 150, p.468–493, 2008.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>. Acesso em: 26 jan. 2026.

RIAZ, S.; SOHAIL, M.; SAHAR, R. Microbial bioremediation of metals and radionuclides: approaches and advancements. In: KUMAR, A. et al. (ed.). **Microbes based approaches for the management of hazardous contaminants**. Hoboken: Wiley, 2024. cap. 16, p. 242-256
<https://doi.org/10.1002/9781119851158.ch16>. Acesso em: 06 abr. 2026.

RIBAS, F. B. T.; SILVA, W. L. da. Biossorção: uma revisão sobre métodos alternativos para tratamento de águas residuais. **Revista Matéria**, v. 27, n. 2, art. e13212, 2022.
<https://doi.org/10.1590/S1517-707620220002.1312>. Acesso em: 16 mar. 2026.

RIBEIRO, B. M. G.; MENDES, C. A. B. Avaliação de parâmetros na estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento**, v. 7, n. 3, p. 422-443, 2018
<http://dx.doi.org/10.3895/rbpd.v7n3.8652>. Acesso em: 06 abr. 2026.

RIBEIRO, L. da S. et al. Análise da relação de indicadores físico-químicos do lixiviado gerado em um aterro sanitário no Semiárido Brasileiro. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 17, n. 1, p. 36-42, 2021.
<https://doi.org/10.30969/acsa.v17i1.1309>. Acesso em: 08 mar. 2026.

RIGOBELLO, E. S. et al. Identificação de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário municipal por cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas. **Quim. Nova**, v. 38, n. 6, p. 794-800, 2015.
<https://doi.org/10.5935/0100-4042.20150092>. Acesso em: 30 mar. 2026.

ROCHA, J. F. Avaliação da capacidade de espécies fúngicas para o tratamento de efluente sintético contaminado por zinco. 2022. 77 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2022. Disponível em:
<<https://www.bdttd.uerj.br/handle/1/20662>>. Acesso em: 31 jan. 2026.

RODRIGUES, K. A. et al. Viabilidade do tratamento de água residuária sintética têxtil em reator aeróbio de leito fixo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 99-106, 2010.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000100012>. Acesso em: 23 nov. 2025.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; SOBRINHO, M. A. M. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 204-217, 2012.

<https://doi.org/10.4136/ambi-agua.815>. Acesso em: 02 out. 2025.

SANTAELLA, S. T. et al. Tratamento de efluentes de refinaria de petróleo em reatores aeróbios utilizando *Aspergillus niger* AN400. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 139-148, 2009.

<https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000100015>. Acesso em: 18 out. 2025.

SANTANA, V. F. da S. C. **Descoloração do corante índigo carmim por Agaricomycetas coletados no norte e nordeste do Brasil**. 2022. Tese (Doutorado em Biologia de Fungos) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022. Disponível em: <<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/52746>>. Acesso em: 19 mar. 2026.

SANTOS, H. M. do N. **Sistema de lagoas de estabilização e lagoa aerada para redução da carga orgânica e nitrogênio de percolado de aterro sanitário**. 2023. 136 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2022. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/123456789/11799>>.

SANTOS, J. M. dos. et al. Effects of landfill age, climate, and size on leachate from urban waste landfills in Portugal: A statistics and machine learning analysis, **Waste Management**, v. 172, p. 192-207, 2023.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.10.027>. Acesso em: 09 out. 2025.

SAVASTRU, E. et al. Application of *Saccharomyces cerevisiae* in the Biosorption of Co(II), Zn(II) and Cu(II) Ions from Aqueous Media. **Water**, v. 14, n. 6, art. 976, 2022.

<https://doi.org/10.3390/w14060976>. Acesso em: 18 nov. 2025.

SCANDELAI, A. P. J. et al. Ozonation as a landfill leachate treatment: a review. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, v. 4, n. 3, p. 3404- 3417, 2021.

<https://doi.org/10.34188/bjaerv4n3-048>. Acesso em: 12 dez. 2025.

SCHINNER, F.; BURGSTALLER, W. Extraction of zinc from industrial waste by a *Penicillium* sp. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 55, n. 5, p. 1153-1156, 1989.

<https://doi.org/10.1128/AEM.55.5.1153-1156.1989>. Acesso em: 05 abr. 2026.

SHI, Y. et al. Effects of sterilization treatments on the analysis of TOC in water samples. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 5, p. 789-795, 2010.

[https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60178-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60178-9). Acesso em: 05 abr. 2026.

SELIM, M. T. et al. Biological Treatment of Real Textile Effluent Using *Aspergillus flavus* and *Fusarium oxysporium* and Their Consortium along with the Evaluation of Their Phytotoxicity. **Journal of Fungi**, v. 7, n. 3, art. 193, 2021.

<https://doi.org/10.3390/jof7030193>. Acesso em: 15 fev. 2026.

SEN, S. K. et al. Fungal decolouration and degradation of azo dyes: A review. **Fungal Biology Reviews**, v. 30, n. 3, p. 112-133, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.fbr.2016.06.003>. Acesso em: 11 jan. 2026.

SHAO, Q. et al. Applications of Yeasts in Heavy Metal Remediation. **Fermentation**, v. 11, n. 5, art. 236, 2025. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2311-5637/11/5/236>>. Acesso em: 05 mar. 2026.

SIEBER, A. et al. Spent brewer's yeast as a selective biosorbent for metal recovery from polymetallic waste streams. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 12, art. 1345112, 2024. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2024.1345112>. Acesso em: 31 mar. 2026.

SILVA, C. R. F., TOFOLO, L. **Avaliação do potencial citotóxico e genotóxico do rio Alegria, Medianeira –PR utilizando bioensaios com Allium cepa**. 2017. 46p. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnólogo em Gestão Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2017. Disponível em: <<https://riut.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/13527/1/avaliacaopotencialrioalegria.pdf>>. Acesso em: 09 mar. 2026.

SILVA, D. C. V. et al. Isolamento e seleção de fungos filamentosos do solo de sistemas agroflorestais do município de Bom Jardim (PE) com base na capacidade de produção de enzimas hidrolíticas. **Revista Brasileira**, v. 34, p. 607-610, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000400014>. Acesso em: 23 fev. 2026.

SILVA, F. G. de L. **Situação atual do tratamento de lixiviados de aterros sanitários do Estado do Rio de Janeiro com ênfase nos aterros de Seropédica e Sapucaia**. 2023. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023. Disponível em: <<https://agris.fao.org/search/en/providers/125918/records/69958728e6c33ba92ad57023>>. Acesso em: 21 out. 2025.

SILVA, J. D. **Tratamento de lixiviados de aterro sanitário por lagoas de estabilização em série: estudo em escala piloto**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/90618>>. Acesso em: 06 abr. 2026.

SILVA, J. N.; CUNHA, L. S.; OLIVEIRA, N. E. C. O uso de parâmetros físico-químicos na delimitação de contaminação por lixiviado em áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos: uma revisão sistemática de literatura com ênfase em metanálise. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 3, p. 1587-1604, 2022. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v15.3.p1587-1604>. Acesso em: 06 abr. 2026.

SINGH, H. Mycoremediation: Fungal Bioremediation. **Hoboken: Wiley-Interscience**, 2006. 592 p. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/0470050594>>. Acesso em: 03 mar. 2026.

SIRACUSA, G. et al. Mycoremediation of old and intermediate landfill leachates with an Ascomycete fungal isolate, *Lambertella* sp. **Water**, v. 12, n. 800, p. 1-16, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12030800>. Acesso em: 26 jan. 2026.

SNIS – **Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento. Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos**. 2021.

SOARES, A. B. et al. Quantification methods of *Candida albicans* are independent irrespective of fungal morphology. **Microbial Cell**, v. 11, p. 265-277, 2024. <https://doi.org/10.15698/mic2024.07.831>. Acesso em: 05 abr. 2026.

SOARES, I. A. et al. Fungos na biorremediação de áreas degradadas. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 78, n. 2, p. 341-350, 2011. <https://doi.org/10.1590/1808-1657v78p3412011>. Acesso em: 21 mar. 2026.

SOMMAGGIO, L. R. D. **Avaliação da possibilidade de detoxicação e utilização agrícola de lodo de esgoto, após bioestimulação, por meio de diferentes bioensaios**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2016. Disponível em: <<https://acervodigital.unesp.br/handle/11449/143069>>. Acesso em: 12 mar. 2026.

SOUTO, G. A. de B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros - estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2009. 371p. Dissertação (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-19022009-121756/>>. Acesso em: 23 out. 2025.

THANGAVELU, K. et al. Simultaneous lipid production for biodiesel feedstock and decontamination of sago processing wastewater using *Candida tropicalis* ASY2. **Biotechnology for Biofuels**, v. 13, art. 35, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13068-020-01676-1>. Acesso em: 20 mar. 2026.

TOMOVA, A. A.; KUJUMDZIEVA, A. V.; PETROVA, V. Y. Carbon source influences *Saccharomyces cerevisiae* yeast cell survival strategies: quiescence or sporulation. **Biotechnology & Biotechnological Equipment**, v. 33, n. 1, p. 1464-1470, 2019. <https://doi.org/10.1080/13102818.2019.1674188>. Acesso em: 05 abr. 2026.

TUKEY, J. W. Comparing Individual Means in the Analysis of Variance. **Biometrics**, v. 5, n. 2, p. 99-114, 1949.

URATA, S. L.; PESENTI, M. E. A.; ARAÚJO, P. H. V. de A.; RUIZ, K. S.; PRATES, K. V. M. C. **Protocolo de testes de toxicidade com sementes de *Allium cepa***. 2025. Disponível em: <<https://zenodo.org/records/16814451>>. Acesso em: 25 de nov. de 2025.

WALLANDER, H. et al. Evaluation of methods to estimate production, biomass and turnover of ectomycorrhizal mycelium in forest soils: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 57, p. 1034-1047, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.08.027>. Acesso em: 01 fev. 2026.

WALSH, T. J.; HAYDEN, R. T.; LARONE, D. H. Larone's medically importante fungi: A guide to identification. 6th. ed. Washington, DC: ASM Press, 2018. 10.1128/9781555819880. Disponível em: <<https://doi.org/10.1128/9781555819880>>. Acesso em: 06 abr. 2025.

WANG, J.; CHEN, C. Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: A review. *Biotechnology Advances*, v. 24, n. 5, p. 427-451, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2006.03.001>. Acesso em: 28 mar. 2026.

WANG, J.; QIAO, Z. A comprehensive review of landfill leachate treatment technologies. *Frontiers in Environmental Science*, v. 12, art. 1439128, 2024. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1439128>. Acesso em: 15 out. 2025.

WANG, C.; MAS, A.; ESTEVE-ZARZOSO, B. The interaction between *Saccharomyces cerevisiae* and non-*Saccharomyces* yeast during alcoholic fermentation is species and strain specific. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, art. 502, 2016. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00502>. Acesso em: 05 abr. 2026.

WEIRICH, C. E. **Estrutura da Comunidade de Fungos Endofíticos e Bioprospecção de Isolados de *Aspilia grazielae* (Santos), Espécie Vegetal Endêmica de Mato Grosso do Sul**. 2020. Dissertação (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufms.br/bitstream/123456789/3799/1/Tese%20Carlos%20Eduardo%20Weirich_2020%20DEFINITIVA.pdf>. Acesso em: 31 out. 2025.

XIANG, R. et al. A Review on Landfill Leachate Treatment Technologies: Comparative Analysis of Methods and Process Innovation. **Applied Sciences**, v. 15, n. 7, art. 3878, 2025. <https://doi.org/10.3390/app15073878>. Acesso em: 08 nov. 2025.

XIE, M. et al. Viable but nonculturable state of yeast *Candida* sp. strain LN1 induced by high phenol concentrations. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 87, n. 18, art. e01110-21, 2021. <https://doi.org/10.1128/AEM.01110-21>. Acesso em: 05 abr. 2026.

ZAFIU, C. et al. Method to determine the decolorization potential of persistent dyes by white rot fungi by colorimetric assays. **MethodsX**, v. 9, art. 101885, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101885>. Acesso em: 22 dez. 2025.

ZAGATTO, P. A. et al. Toxicidade de efluentes industriais na bacia do Rio Piracicaba. **Revista CETESB de Tecnologia – Ambiente**, v. 1, n. 2, p. 39-42, 1988.

ZANARDI, O. Z. et al. Evolução da legislação ambiental na gestão dos resíduos sólidos e a importância das cooperativas e dos catadores de materiais recicláveis no município de Londrina. **Geomae**, v.12, n.1, p.66-81, 2021. <https://doi.org/10.33871/21783306.2021.12.1.5840>. Acesso em: 30 nov. 2025.

ZAMONER, M. Bioindicadores, Relatores Ambientais / Divulgação científica. Acesso em 09 de nov de 2022.

ZARA, G. et al. Yeast biofilm in food realms: occurrence and control. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 36, n. 9, art. 134, 2020.

<https://doi.org/10.1007/s11274-020-02911-5>. Acesso em: 05 abr. 2026.


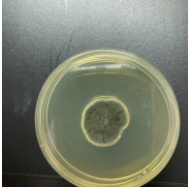


ZEGZOUTI, Y. et al. Bioremediation of landfill leachate by *Aspergillus flavus* in submerged culture: Evaluation of the process efficiency by physicochemical methods and 3D fluorescence spectroscopy. **Journal of Environmental Management**, v. 255, n. 1, 2020.


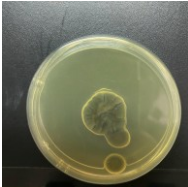

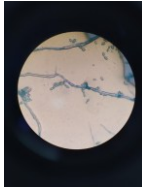
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109821>. Acesso em: 06 abr. 2026.





ZINICOVSCAIA, I. et al. Treatment of Rhenium-Containing Effluents Using Environmentally Friendly Sorbent, *Saccharomyces cerevisiae* Biomass. **Materials**, v. 14, n. 16, art. 4763, 2021.

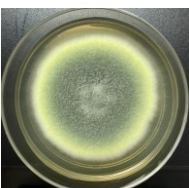

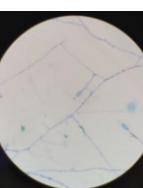

<https://doi.org/10.3390/ma14164763>. Acesso em: 17 out. 2025.





APÊNDICE 1 – IDENTIFICAÇÃO FÚNGICA A NÍVEL DE SEMELHANÇA


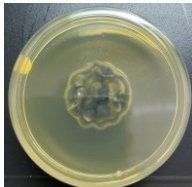

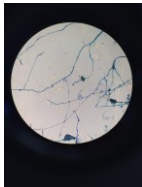
GÊNERO: <i>Cladosporium</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 1000x
			


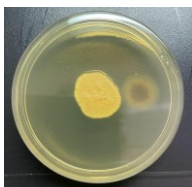


GÊNERO: <i>Cladosporium</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 100x
			



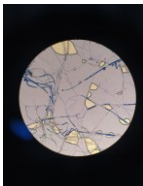

GÊNERO: <i>Epidermophyton sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 100x
			




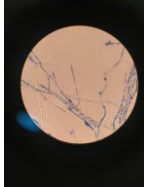
GÊNERO: <i>Trichoderma sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 100x	Aumento de 100x
			


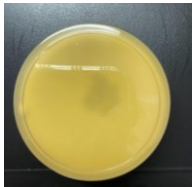


GÊNERO: <i>Epidermophyton sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 100x
			





GÊNERO: <i>Cladosporium sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 40x
			




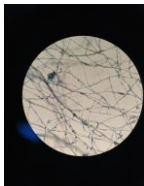
GÊNERO: <i>Acremonium sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 100x
			


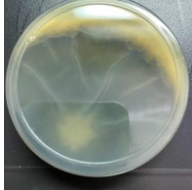


GÊNERO: <i>Acremonium sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 100x
			



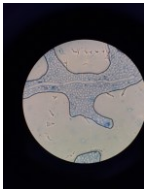
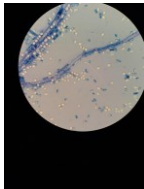
GÊNERO: <i>Basidiobolus sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 40x
			



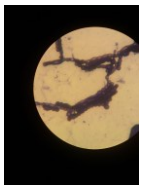
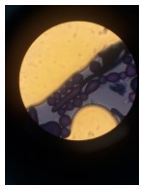
GÊNERO: <i>Neoscytalidium</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 100x
			


GÊNERO: <i>Penicillium sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 40x	Aumento de 100x
			



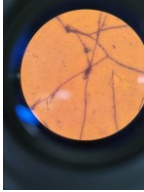

GÊNERO: <i>Fusarium sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de x	Aumento de x
			



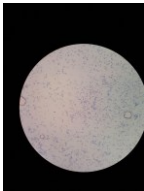
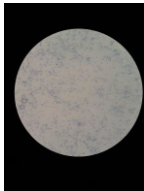
GÊNERO: <i>Curvularias sp.</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 20x	Aumento de 100x
			



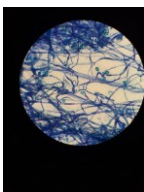
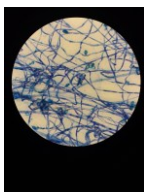
GÊNERO: <i>Geotrichum</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 1000x	Aumento de 1000x
			



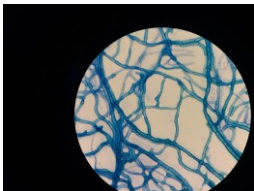

GÊNERO: <i>Cladosporium</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 400x	Aumento de 1000x
			





GÊNERO: <i>Mucor</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 1000x	Aumento de 1000x
			



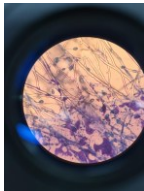
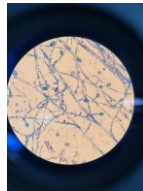
GÊNERO: <i>Verticillium</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 400x	Aumento de 1000x
			

GÊNERO: <i>Trichosporon</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Verso	Aumento de 1000x	Aumento de 1000x
			

GÊNERO: <i>Samsoniella</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 1000x	Aumento de 1000x
			

GÊNERO: <i>Arthrographis</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 1000x	Aumento de 1000x
			

GÊNERO: <i>Candida</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 1000x	Aumento de 1000x
			

GÊNERO: <i>Trichophyton</i>			
MORFOLOGIA DA COLÔNIA		MORFOLOGIA MICROSCÓPICA	
Anverso	Reverso	Aumento de 1000x	Aumento de 1000x
			

APÊNDICE 2 – RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS

TABELA A1 – Análises físico-químicas dos fungos *Candida sp.* e *Saccharomyces sp.* no DIA 0

UE	%	<i>Candida sp.</i>					<i>Saccharomyces sp.</i>				
		pH	TURBIDEZ (NTU)	CE (mS/cm)	CA	DQO	pH	TURBIDEZ (NTU)	CE (mS/cm)	CA	DQO
A	0	6,15	1,38	0,02	8,00	NQ	8,00	0,01	0,02	0,00	NQ
	25	8,63	53,50	4,35	1380,00	2204,73	9,24	34,50	5,97	1150,00	1609,50
	50	8,77	89,00	7,96	2600,00	3121,08	9,31	55,00	11,57	2100,00	3128,91
	75	8,82	99,10	11,53	3580,00	4295,88	9,35	70,90	17,60	2980,00	4977,26
	100	8,87	186,00	15,19	5360,00	6434,01	9,49	82,60	21,71	4280,00	6465,34
AI	0	6,15	1,38	0,02	8,00	NQ	8,00	0,01	0,02	0,00	NQ
	25	8,63	53,50	4,35	1380,00	2204,73	9,24	34,50	5,97	1150,00	1609,50
	50	8,77	89,00	7,96	2600,00	3121,08	9,31	55,00	11,57	2100,00	3128,91
	75	8,82	99,10	11,53	3580,00	4295,88	9,35	70,90	17,60	2980,00	4977,26
	100	8,87	186,00	15,19	5360,00	6434,01	9,49	82,60	21,71	4280,00	6465,34
B	0	6,15	1,38	0,02	8,00	NQ	8,00	0,01	0,02	0,00	NQ
	25	7,93	35,50	5,93	955,00	1364,75	8,26	24,70	6,32	1380,00	1364,75
	50	7,88	86,80	11,48	2010,00	5364,94	8,25	36,10	10,63	1170,00	2251,72
	75	7,84	173,00	16,28	2900,00	5282,71	8,37	40,80	13,93	1080,00	3034,92
	100	8,00	242,00	20,89	3940,00	5893,60	8,36	58,00	18,15	1780,00	4053,08
BI	0	6,15	1,38	0,02	8,00	NQ	8,00	0,01	0,02	0,00	NQ
	25	7,93	35,50	5,93	955,00	1364,75	8,26	24,70	6,32	1380,00	1364,75
	50	7,88	86,80	11,48	2010,00	5364,94	8,25	36,10	10,63	1170,00	2251,72
	75	7,84	173,00	16,28	2900,00	5282,71	8,37	40,80	13,93	1080,00	3034,92
	100	8,00	242,00	20,89	3940,00	5893,60	8,36	58,00	18,15	1780,00	4053,08

A = lixiviado autoclavado; AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado.

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A2 – Análises físico-químicas dos fungos *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.* no DIA 0

UE	%	<i>Aspergillus sp.</i>					<i>Penicillium sp.</i>				
		pH	TURBIDEZ (NTU)	CE (mS/cm)	CA	DQO	pH	TURBIDEZ (NTU)	CE (mS/cm)	CA	DQO
A	0	5,87	0,86	0,01	0,00	NQ	8,12	0,00	0,00	0,00	NQ
	25	9,15	56,20	5,92	1560,00	1511,5990	9,68	21,80	4,38	1260,00	423,59
	50	9,24	106,00	10,78	2980,00	3015,3430	9,57	32,20	8,31	2440,00	977,29
	75	9,26	108,00	15,20	4240,00	3919,9390	9,50	40,30	12,39	3740,00	1339,63
	100	9,27	152,00	19,67	5780,00	5188,7230	9,46	46,50	16,02	4920,00	1583,91
AI	0	5,87	0,86	0,01	0,00	NQ	8,12	0,00	0,00	0,00	NQ
	25	9,15	56,20	5,92	1560,00	1511,5990	9,68	21,80	4,38	1260,00	423,59
	50	9,24	106,00	10,78	2980,00	3015,3430	9,57	32,20	8,31	2440,00	977,28
	75	9,26	108,00	15,20	4240,00	3919,9390	9,50	40,30	12,39	3740,00	1339,63
	100	9,27	152,00	19,67	5780,00	5188,7230	9,46	46,50	16,02	4920,00	1583,91
B	0	5,87	0,86	0,01	0,00	NQ	8,12	0,00	0,00	0,00	NQ
	25	8,33	26,20	7,48	1315,00	1611,4570	8,07	22,90	7,65	1280,00	498,91
	50	8,31	41,80	13,65	2380,00	2980,0990	8,01	39,90	13,53	2370,00	1005,79
	75	8,34	62,70	19,62	3660,00	4554,3310	7,91	142,00	28,84	5360,00	2219,03
	100	8,21	77,80	24,94	5160,00	6199,0510	7,91	233,00	31,90	6520,00	2430,73
BI	0	5,87	0,86	0,01	0,00	NQ	8,12	0,00	0,00	0,00	NQ
	25	8,33	26,20	7,48	1315,00	1611,4570	8,07	22,90	7,65	1280,00	498,91
	50	8,31	41,80	13,65	2380,00	2980,0990	8,01	39,90	13,53	2370,00	1005,79
	75	8,34	62,70	19,62	3660,00	4554,3310	7,91	142,00	28,84	5360,00	2219,03
	100	8,21	77,80	24,94	5160,00	6199,0510	7,91	233,00	31,90	6520,00	2430,73

A = lixiviado autoclavado; AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado.

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A3 – Análises físico-químicas dos fungos *Candida sp.* e *Saccharomyces sp.* no DIA 14

Amostra		<i>Candida sp.</i>					<i>Saccharomyces sp.</i>				
		pH	TURBIDEZ (NTU)	CE (mS/cm)	CA	DQO	pH	TURBIDEZ (NTU)	CE (mS/cm)	CA	DQO
A	0	4,98	1,85	0,02	23,00	NQ	5,92	0,50	0,03	4,00	NQ
	25	8,76	32,20	4,28	980,00	1288,39	9,32	12,60	4,11	720,00	942,99
	50	8,84	37,90	7,81	1590,00	3003,60	9,50	56,30	8,31	2190,00	1511,60
	75	9,24	54,80	10,92	2520,00	3450,02	9,67	142,00	12,51	3780,00	2510,18
	100	9,42	62,20	13,99	3060,00	5494,17	9,82	217,00	16,34	4860,00	7256,37
AI	0	4,70	12,00	0,02	117,00	NQ	5,31	19,30	0,25	158,00	NQ
	25	9,09	30,50	4,43	1130,00	1300,14	9,00	26,10	3,03	730,00	888,96
	50	9,17	46,20	7,73	2060,00	2239,98	9,35	82,20	6,30	2120,00	1805,30
	75	9,45	79,00	10,79	3060,00	3168,07	9,44	115,00	9,70	3100,00	5705,64
	100	9,47	46,40	13,95	3460,00	5235,72	9,51	141,00	11,56	3760,00	6927,43
B	0	4,81	2,80	0,02	14,00	NQ	5,92	0,50	0,03	4,00	NQ
	25	9,02	38,20	4,26	830,00	2063,76	9,37	24,80	3,28	820,00	513,02
	50	9,49	62,30	84,40	1870,00	1922,78	9,48	82,00	7,39	1770,00	1053,43
	75	9,58	84,40	68,90	2580,00	15949,89	9,61	109,00	10,70	2640,00	2745,14
	100	9,65	68,90	14,42	3500,00	3872,95	9,63	282,00	13,86	3940,00	4413,36
BI	0	4,57	8,94	0,02	70,00	NQ	9,52	16,00	0,02	136,00	NQ
	25	8,93	33,40	3,73	710,00	1041,68	9,32	25,60	3,85	680,00	630,50
	50	9,36	42,90	7,65	1690,00	1852,29	9,60	31,90	8,12	2180,00	1076,92
	75	9,47	70,40	10,95	2400,00	2768,64	9,49	88,40	10,34	2960,00	2862,62
	100	9,63	96,50	14,36	3600,00	3825,96	9,73	177,00	12,75	4920,00	3309,04

A = lixiviado autoclavado; AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado.

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A4 – Análises físico-químicas dos fungos *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.* no DIA 14

UE	%	<i>Aspergillus sp.</i>					<i>Penicillium sp.</i>				
		pH	TURBIDEZ (NTU)	CE (mS/cm)	COR	DQO	pH	TURBIDEZ (NTU)	CE (mS/cm)	COR	DQO
A	0	7,93	1,97	0,03	0,00	NQ	9,25	3,57	0,23	0,00	NQ
	25	8,65	53,50	4,06	990,00	1182,6550	9,19	24,10	4,14	990,00	468,38
	50	8,75	100,00	7,91	2540,00	2322,2110	9,20	42,20	8,22	2180,00	989,50
	75	8,73	158,00	12,07	4020,00	3872,9470	9,27	55,50	11,36	3520,00	1339,63
	100	8,90	183,00	15,84	5040,00	4906,7710	9,34	73,80	14,61	4540,00	1828,18
AI	0	5,83	2,07	0,03	39,00	NQ	8,87	5,22	0,27	0,00	NQ
	25	8,65	66,70	4,01	1340,00	1311,8830	9,11	26,10	4,23	1270,00	549,80
	50	8,80	111,00	7,86	2800,00	2510,1790	9,17	40,20	8,13	2260,00	965,07
	75	8,88	154,00	12,28	3860,00	4225,3870	9,26	49,60	11,52	3300,00	1388,49
	100	8,89	168,00	16,08	5260,00	5729,1310	9,33	60,00	14,52	4160,00	2267,88
B	0	8,04	1,62	0,02	1,00	NQ	8,69	2,01	0,24	0,00	NQ
	25	8,72	30,80	4,63	1330,00	1370,6230	9,21	32,20	5,83	1600,00	635,30
	50	8,79	63,50	8,91	2740,00	2580,6670	9,19	98,90	12,27	3900,00	1665,33
	75	8,80	82,70	13,30	4120,00	5212,2190	9,29	132,00	18,54	6140,00	1339,63
	100	8,76	106,00	16,70	5380,00	5329,6990	9,28	105,00	18,14	6020,00	2373,74
BI	0	8,09	2,96	0,04	40,00	NQ	8,55	4,85	0,26	0,00	NQ
	25	8,66	30,40	4,44	1330,00	1123,9150	9,18	19,70	5,96	1540,00	549,80
	50	8,72	55,20	8,74	2740,00	2357,4550	8,95	171,00	13,56	2830,00	1347,77
	75	8,75	88,30	13,29	4120,00	3919,9390	9,30	90,30	13,81	4380,00	2251,60
	100	8,78	108,00	16,72	5380,00	5165,2270	9,29	22,30	20,95	7800,00	1934,04

A = lixiviado autoclavado; AI = lixiviado autoclavado inoculado; B = lixiviado não autoclavado; BI = lixiviado não autoclavado inoculado.

FONTE: Autoria própria (2026).

APÊNDICE 3 – RESULTADOS MACROSCÓPICOS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE

TABELA A5 – Resultado dos índices TG, GRS, CRR e IG obtidos para *Candida sp.* nos dias 0, 7 e 14

UE	%	DIA 0				DIA 7				DIA 14			
		TG	GRS	CRR	IG	TG	GRS	CRR	IG	TG	GRS	CRR	IG
A	25	75,00	75,00	49,09	36,82	75,00	93,75	0,68	0,64	85,00	94,44	70,90	66,97
	50	60,00	60,00	39,07	23,44	60,00	75,00	0,44	0,33	75,00	83,33	53,17	44,31
	75	55,00	55,00	22,30	12,27	75,00	93,75	0,36	0,34	75,00	83,33	35,97	29,97
	100	0,00	0,00	0,39	0,00	15,00	18,75	0,24	0,04	30,00	33,33	27,59	9,20
AI	25	80,00	80,00	53,87	43,09	90,00	112,50	0,65	0,73	80,00	88,89	70,91	63,03
	50	50,00	50,00	24,96	12,48	45,00	56,25	0,53	0,30	65,00	72,22	50,23	36,28
	75	20,00	20,00	16,04	3,21	50,00	62,50	0,30	0,19	65,00	72,22	35,32	25,51
	100	5,00	5,00	0,00	0,00	10,00	12,50	0,23	0,03	50,00	55,56	21,30	11,84
B	25	90,00	90,00	55,03	49,52	75,00	93,75	0,55	0,52	85,00	94,44	89,80	84,81
	50	65,00	65,00	22,64	14,72	60,00	75,00	0,34	0,26	75,00	83,33	52,07	43,39
	75	20,00	20,00	17,85	3,57	45,00	56,25	0,39	0,22	100,00	111,11	42,28	46,98
	100	5,00	5,00	0,39	0,02	10,00	12,50	0,13	0,02	65,00	72,22	22,70	16,40
BI	25	85,00	85,00	40,17	34,14	85,00	106,25	0,75	0,79	80,00	88,89	90,60	80,53
	50	65,00	65,00	20,33	13,22	55,00	68,75	0,46	0,32	60,00	66,67	68,21	45,48
	75	5,00	5,00	8,40	0,42	35,00	43,75	0,34	0,15	70,00	77,78	48,74	37,91
	100	5,00	5,00	0,39	0,02	10,00	12,50	0,05	0,01	75,00	83,33	28,69	23,91
CN		95,00	95,00	73,43	69,75	85,00	106,25	1,00	1,06	90,00	100,00	100,00	100,00
CP		80,00	80,00	9,36	7,48	45,00	56,25	0,14	0,08	85,00	94,44	8,77	8,29

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A6 – Resultado dos índices TG, GRS, CRR e IG obtidos para *Saccharomyces sp.* nos dias 0, 7 e 14

UE	%	DIA 0				DIA 7				DIA 14			
		TG	GRS	CRR	IG	TG	GRS	CRR	IG	TG	GRS	CRR	IG
A	25	65,00	65,00	0,26	0,17	80,00	80,00	1,09	0,87	80,00	84,21	60,90	51,29
	50	25,00	25,00	0,10	0,02	75,00	75,00	0,66	0,49	75,00	78,95	36,70	28,98
	75	30,00	30,00	0,14	0,04	20,00	20,00	0,49	0,10	80,00	84,21	32,34	27,23
	100	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	20,00	0,29	0,06	45,00	47,37	28,68	13,59
AI	25	70,00	70,00	0,71	0,50	80,00	80,00	1,16	0,93	70,00	73,68	58,41	43,04
	50	75,00	75,00	0,51	0,38	80,00	80,00	0,83	0,67	65,00	68,42	48,24	33,00
	75	25,00	25,00	0,15	0,04	65,00	65,00	0,50	0,33	75,00	78,95	34,94	27,58
	100	5,00	5,00	0,14	0,01	25,00	25,00	0,31	0,08	40,00	42,11	24,66	10,38
B	25	80,00	80,00	0,24	0,19	80,00	80,00	1,15	0,92	80,00	84,21	79,88	67,27
	50	30,00	30,00	0,15	0,05	65,00	65,00	0,67	0,44	85,00	89,47	56,07	50,17
	75	5,00	5,00	0,04	0,00	20,00	20,00	0,34	0,07	70,00	73,68	33,97	25,03
	100	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	10,00	0,33	0,03	55,00	57,89	23,41	13,55
BI	25	95,00	95,00	0,60	0,57	75,00	75,00	1,01	0,76	70,00	73,68	60,48	44,56
	50	40,00	40,00	0,20	0,08	65,00	65,00	0,81	0,52	65,00	68,42	44,09	30,17
	75	0,00	0,00	0,00	0,00	30,00	30,00	0,40	0,12	75,00	78,95	38,79	30,62
	100	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	10,00	0,11	0,01	80,00	84,21	24,88	20,95
CN		100,00	100,00	1,00	1,00	90,00	90,00	1,00	0,90	70,00	73,68	77,71	57,26
CP		70,00	70,00	0,11	0,08	60,00	60,00	0,25	0,15	60,00	63,16	9,74	6,15

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A7 – Resultado dos índices TG, GRS, CRR e IG obtidos para *Aspergillus sp.* nos dias 0, 7 e 14

UE	%	DIA 0				DIA 7				DIA 14			
		TG	GRS	CRR	IG	TG	GRS	CRR	IG	TG	GRS	CRR	IG
A	25	70,00	77,78	69,89	54,36	75,00	83,33	0,80	0,66	75,00	78,95	59,07	46,63
	50	20,00	22,22	31,89	7,09	45,00	50,00	0,38	0,19	75,00	78,95	53,07	41,90
	75	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	80,00	84,21	20,62	17,36
	100	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	45,00	47,37	13,96	6,61
AI	25	90,00	100,00	76,33	76,33	80,00	88,89	0,71	0,63	90,00	94,74	48,77	46,20
	50	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	55,56	0,33	0,18	80,00	84,21	51,35	43,24
	75	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	60,00	63,16	19,84	12,53
	100	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	15,00	15,79	7,47	1,18
B	25	70,00	77,78	20,83	10,41	70,00	77,78	0,69	0,53	70,00	73,68	65,11	47,98
	50	10,00	11,11	0,00	0,00	20,00	22,22	0,28	0,06	80,00	84,21	44,96	37,86
	75	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	75,00	78,95	18,91	14,93
	100	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	40,00	42,11	11,11	4,68
BI	25	45,00	50,00	57,37	44,62	95,00	105,56	0,84	0,88	75,00	78,95	83,55	65,96
	50	0,00	0,00	15,72	1,75	20,00	22,22	0,32	0,07	70,00	73,68	45,38	33,44
	75	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	60,00	63,16	30,64	19,35
	100	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	50,00	52,63	14,99	7,89
CN		90,00	100,00	100,00	100,00	90,00	100,00	1,00	1,00	95,00	100,00	100,00	100,00
CP		50,00	55,56	10,53	5,85	35,00	38,89	0,11	0,04	60,00	63,16	12,01	7,58

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A8 – Resultado dos índices TG, GRS, CRR e IG obtidos para *Penicillium sp.* nos dias 0, 7 e 14

UE	%	DIA 0				DIA 7				DIA 14			
		TG	GRS	CRR	IG	TG	GRS	CRR	IG	TG	GRS	CRR	IG
A	25	75,00	78,95	55,85	44,09	95,00	95,00	0,51	0,48	80,00	88,89	68,72	61,09
	50	70,00	73,68	38,08	28,06	65,00	65,00	0,33	0,22	65,00	72,22	34,80	25,13
	75	30,00	31,58	29,34	9,26	60,00	60,00	0,22	0,13	40,00	44,44	30,93	13,75
	100	20,00	21,05	13,71	2,89	20,00	20,00	0,11	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
AI	25	95,00	100,00	63,10	63,10	90,00	90,00	0,49	0,44	80,00	88,89	61,50	54,67
	50	75,00	78,95	41,08	32,43	85,00	85,00	0,37	0,31	65,00	72,22	35,34	25,53
	75	60,00	63,16	29,35	18,54	55,00	55,00	0,14	0,08	40,00	44,44	29,48	13,10
	100	25,00	26,32	15,81	4,16	35,00	35,00	0,30	0,10	30,00	33,33	15,98	5,33
B	25	70,00	73,68	43,30	31,91	85,00	85,00	0,44	0,38	85,00	94,44	51,94	49,05
	50	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	20,00	0,13	0,03	65,00	72,22	27,48	19,85
	75	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00
	100	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	10,00	11,11	11,73	1,30
BI	25	85,00	89,47	36,58	32,73	90,00	90,00	0,52	0,47	75,00	83,33	52,89	44,07
	50	10,00	10,53	6,28	0,66	35,00	35,00	0,20	0,07	20,00	22,22	20,43	4,54
	75	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	25,00	0,12	0,03	10,00	11,11	18,87	2,10
	100	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00
CN		95,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	1,00	1,00	90,00	100,00	100,00	100,00
CP		85,00	89,47	7,22	6,46	80,00	80,00	0,07	0,05	70,00	77,78	8,24	6,41

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A9 – Resultado dos índices IGN e IER dos fungos *Candida sp.*, *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp* no DIA 0

UE	%	CANDIDA		SACCHAROMYCES		ASPERGILLUS		PENICILLIUM	
		IGN (%)	IER (%)	IGN (%)	IER (%)	IGN (%)	IER (%)	IGN (%)	IER (%)
A	25	-0,25	-0,51	-0,35	-0,74	-0,22	-0,30	-0,21	-0,44
	50	-0,40	-0,61	-0,75	-0,90	-0,78	-0,68	-0,26	-0,62
	75	-0,45	-0,78	-0,70	-0,86	-1,00	-1,00	-0,68	-0,71
	100	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-0,79	-0,86
AI	25	-0,20	-0,46	-0,30	-0,29	0,00	-0,24	0,00	-0,37
	50	-0,50	-0,75	-0,25	-0,49	-1,00	-1,00	-0,21	-0,59
	75	-0,80	-0,84	-0,75	-0,85	-1,00	-1,00	-0,37	-0,71
	100	-0,95	-1,00	-0,95	-0,86	-1,00	-1,00	-0,74	-0,84
B	25	-0,50	-0,61	-0,20	-0,76	-0,22	-0,43	-0,26	-0,57
	50	-0,85	-1,05	-0,70	-0,85	-0,89	-0,84	-1,00	-1,00
	75	-0,96	-1,12	-0,95	-0,96	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
	100	-1,00	-1,36	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
BI	25	-0,10	-0,45	-0,05	-0,40	-0,50	-0,79	-0,11	-0,63
	50	-0,35	-0,77	-0,60	-0,80	-1,00	-1,00	-0,89	-0,94
	75	-0,80	-0,82	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
	100	-0,95	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
CN		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CP		-0,20	-0,91	-0,30	-0,89	-0,44	-0,89	-0,11	-0,93

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A10 – Resultado dos índices IGN e IER dos fungos *Candida sp.*, *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp* no DIA 7

UE	%	CANDIDA		SACCHAROMYCES		ASPERGILLUS		PENICILLIUM	
		IGN (%)	IER (%)	IGN (%)	IER (%)	IGN (%)	IER (%)	IGN (%)	IER (%)
A	25	-0,40	-0,32	-0,03	0,09	-0,34	-0,20	-0,52	-0,49
	50	-0,69	-0,56	-0,45	-0,34	-0,81	-0,62	-0,78	-0,67
	75	-0,68	-0,64	-0,89	-0,51	-	-	-0,87	-0,78
	100	-0,96	-0,76	-0,93	-0,71	-	-	-0,98	-0,89
AI	25	-0,32	-0,35	0,03	0,16	-0,37	-0,29	-0,56	-0,51
	50	-0,72	-0,47	-0,26	-0,17	-0,82	-0,67	-0,69	-0,63
	75	-0,83	-0,70	-0,64	-0,50	-	-	-0,92	-0,86
	100	-0,97	-0,77	-0,92	-0,69	-	-	-0,90	-0,70
B	25	-0,51	-0,45	0,02	0,15	-0,47	-0,31	-0,62	-0,56
	50	-0,76	-0,66	-0,51	-0,33	-0,94	-0,72	-0,97	-0,87
	75	-0,80	-0,61	-0,92	-0,66	-	-	-	-
	100	-0,99	-0,87	-0,96	-0,67	-	-	-	-
BI	25	-0,25	-0,25	-0,16	0,01	-0,12	-0,16	-0,53	-0,48
	50	-0,70	-0,54	-0,42	-0,19	-0,93	-0,68	-0,93	-0,80
	75	-0,86	-0,66	-0,87	-0,60	-	-	-0,97	-0,88
	100	-0,99	-0,95	-0,99	-0,89	-	-	-	-
CN		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CP		-0,47	-0,86	-0,83	-0,75	-0,96	-0,89	-0,95	-0,93

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A11 – Resultado dos índices IGN e IER dos fungos *Candida sp.*, *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp* no DIA 14

UE	%	CANDIDA		SACCHAROMYCES		ASPERGILLUS		PENICILLIUM	
		IGN (%)	IER (%)	IGN (%)	IER (%)	IGN (%)	IER (%)	IGN (%)	IER (%)
A	25	-0,06	-0,29	-0,16	-0,39	-0,21	-0,41	-0,11	-0,31
	50	-0,17	-0,47	-0,21	-0,63	-0,21	-0,47	-0,28	-0,65
	75	-0,17	-0,64	-0,16	-0,68	-0,16	-0,79	-0,56	-0,69
	100	-0,67	-0,72	-0,53	-0,71	-0,53	-0,86	-1,00	-1,00
AI	25	-0,11	-0,29	-0,26	-0,42	-0,05	-0,51	-0,11	-0,39
	50	-0,28	-0,50	-0,32	-0,52	-0,16	-0,49	-0,28	-0,65
	75	-0,28	-0,65	-0,21	-0,65	-0,37	-0,80	-0,56	-0,71
	100	-0,44	-0,79	-0,58	-0,75	-0,84	-0,93	-0,67	-0,84
B	25	-0,06	-0,10	-0,16	-0,20	-0,26	-0,35	-0,06	-0,48
	50	-0,17	-0,48	-0,11	-0,44	-0,16	-0,55	-0,28	-0,73
	75	0,11	-0,58	-0,26	-0,66	-0,21	-0,81	-1,00	-1,00
	100	-0,28	-0,77	-0,42	-0,77	-0,58	-0,89	-0,89	-0,88
BI	25	-0,11	-0,09	-0,26	-0,40	-0,21	-0,16	-0,17	-0,47
	50	-0,33	-0,32	-0,32	-0,56	-0,26	-0,55	-0,78	-0,80
	75	-0,22	-0,51	-0,21	-0,61	-0,37	-0,69	-0,89	-0,81
	100	-0,17	-0,71	-0,16	-0,75	-0,47	-0,85	-1,00	-1,00
CN		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CP		-0,06	-0,91	-0,37	-0,90	-0,37	-0,88	-0,22	-0,92

FONTE: Autoria própria (2026).

APÊNDICE 4 – RESULTADOS DAS ANÁLISES MICROSCÓPICAS DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE

TABELA A12 – Resultado dos índices IM, AC e IMUT dos fungos *Candida sp.*, *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.* no DIA 0

UE	%	CANDIDA			SACCHAROMYCES			ASPERGILLUS			PENICILLIUM		
		IM (%)	AC (%)	IMUT (%)	IM (%)	AC (%)	IMUT (%)	IM (%)	AC (%)	IMUT (%)	IM (%)	AC (%)	IMUT (%)
A	25	37,79	1,18	0,38	4,92	0,39	1,91	6,07	6,07	0,28	13,24	0,30	0,11
	50	28,34	1,54	0,12	6,08	1,44	0,00	7,52	7,52	0,15	15,43	0,56	0,44
	75	24,42	0,84	0,20	-	-	-	-	-	-	17,60	1,23	1,23
	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21,10	0,71	0,71
AI	25	3,35	0,18	0,18	4,40	0,63	0,40	2,33	0,00	0,50	18,06	0,27	0,11
	50	0,72	0,21	0,08	3,60	0,40	0,40	1,34	0,07	0,07	14,04	0,90	0,22
	75	0,46	0,70	0,00	2,74	0,92	0,80	-	-	-	1,58	0,08	0,39
	100	-	-	-	1,83	0,32	0,52	-	-	-	8,92	0,54	0,54
B	25	0,66	0,05	0,70	3,32	0,15	1,08	5,59	0,69	0,18	7,79	0,71	0,21
	50	1,13	0,42	0,26	2,28	0,49	0,41	7,98	-	-	8,57	-	-
	75	1,47	0,31	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	100	1,95	0,00	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BI	25	0,43	0,00	0,18	3,01	0,99	0,79	5,17	0,80	0,00	7,60	0,30	0,30
	50	0,05	0,00	0,00	3,74	0,00	0,87	0,65	0,00	0,33	9,85	0,00	1,02
	75	1,12	0,12	0,06	0,50	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-
	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CN		3,56	0,04	0,00	19,56	0,64	0,08	16,58	1,26	0,24	11,76	0,71	0,16
CP		0,00	0,43	0,18	3,12	3,08	4,92	5,18	2,07	1,43	6,19	2,01	0,83

FONTE: Autoria própria (2026).

TABELA A13 – Resultado dos índices IM, AC e IMUT dos fungos *Candida sp.*, *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp.* no DIA 7

UE	%	CANDIDA			SACCHAROMYCES			ASPERGILLUS			PENICILLIUM		
		IM (%)	AC (%)	IMUT (%)	IM (%)	AC (%)	IMUT (%)	IM (%)	AC (%)	IMUT (%)	IM (%)	AC (%)	IMUT (%)
A	25	1,29	0,09	0,00	5,72	1,22	0,39	6,61	1,59	0,23	8,07	0,32	0,12
	50	0,51	0,00	0,00	6,31	0,62	0,08	5,40	0,91	0,30	13,67	0,53	0,12
	75	0,07	0,15	0,15	6,50	0,72	0,48	-	-	-	2,99	0,00	0,10
	100	-	-	-	4,66	0,62	0,39	-	-	-	23,36	0,10	0,78
AI	25	1,48	0,11	0,00	7,23	0,83	0,63	3,21	1,52	0,33	2,16	0,23	0,00
	50	0,56	0,23	0,04	7,94	1,24	0,32	4,30	2,19	0,53	4,02	0,00	0,00
	75	0,46	0,00	0,31	3,74	0,40	1,07	-	-	-	1,58	0,09	0,22
	100	0,65	0,25	0,25	3,73	0,72	0,76	-	-	-	4,52	1,37	0,24
B	25	0,20	0,00	0,00	6,64	1,51	0,00	6,36	0,49	0,11	7,38	0,00	0,40
	50	0,92	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	75	1,00	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	100	0,11	0,17	0,29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BI	25	-	-	-	20,27	0,81	0,27	3,09	1,01	0,00	5,88	0,32	0,00
	50	-	-	-	9,57	0,32	0,32	2,70	1,32	0,50	9,65	0,23	0,23
	75	1,93	0,19	0,19	2,13	0,25	0,57	-	-	-	6,73	0,27	1,33
	100	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CN		4,03	0,20	0,08	20,04	0,44	0,04	12,90	0,64	0,12	11,89	0,64	0,11
CP		1,85	0,80	0,56	2,68	3,36	7,16	4,73	1,45	1,75	3,45	1,65	0,80

FONTE: Autorial própria (2026).

TABELA A14 – Resultado dos índices IM, AC e IMUT dos fungos *Candida sp.*, *Saccharomyces sp.*, *Aspergillus sp.* e *Penicillium sp* no DIA 14

UE	%	CANDIDA			SACCHAROMYCES			ASPERGILLUS			PENICILLIUM		
		IM (%)	AC (%)	IMUT (%)	IM (%)	AC (%)	IMUT (%)	IM (%)	AC (%)	IMUT (%)	IM (%)	AC (%)	IMUT (%)
A	25	7,10	0,19	0,00	3,59	0,38	0,42	-	-	-	13,84	0,12	0,00
	50	12,50	0,61	0,00	-	-	-	4,51	0,12	0,37	-	-	-
	75	0,04	0,04	0,04	2,78	0,13	0,67	-	-	-	-	-	-
	100	0,07	0,07	0,07	4,87	0,80	0,80	-	-	-	-	-	-
AI	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,58	0,00	0,12
	50	1,03	0,24	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	75	1,05	0,19	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	100	0,08	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B	25	-	-	-	3,90	0,91	0,83	-	-	-	9,52	0,68	0,36
	50	3,64	0,00	0,00	2,91	0,56	0,72	-	-	-	5,43	0,32	1,00
	75	0,70	0,00	0,23	2,29	0,79	0,88	-	-	-	-	-	-
	100	0,31	0,00	0,06	4,20	0,61	0,33	-	-	-	-	-	-
BI	25	-	-	-	8,12	0,08	0,19	-	-	-	-	-	-
	50	-	-	-	10,19	0,00	0,20	-	-	-	-	-	-
	75	-	-	-	10,14	0,19	0,12	-	-	-	-	-	-
	100	-	-	-	0,00	0,00	0,43	-	-	-	-	-	-
CN		4,03	0,20	0,12	17,48	0,40	0,12	15,42	0,84	0,27	15,50	0,56	0,16
CP		1,85	0,80	0,23	3,96	3,12	5,72	4,86	1,73	1,17	4,24	1,80	0,60

FONTE: Autoria própria (2026).