



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE GURUPI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA**

LEYDIANE BARBOSA BEZERRA

**AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE DE FENOL E FENOL DEGRADADO
POR RADICAL ÂNION SULFATO UTILIZANDO OS ORGANISMOS *Girardia
tigrina*, *Eisenia fetida* E *Vibrio fischeri***

Gurupi, TO

2025

Leydiane Barbosa Bezerra

**AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE DE FENOL E FENOL DEGRADADO
POR RADICAL ÂNION SULFATO UTILIZANDO OS ORGANISMOS *Girardia
tigrina*, *Eisenia fetida* E *Vibrio fischeri***

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Federal do Tocantins (UFT), como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre (a) em Química.

Orientador (a): Prof^a. Dr^a. Grasielle Soares Cavallini
Coorientador(a): Prof. Dr. Douglas Henrique Pereira

Gurupi, TO

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

B238a Barbosa Bezerra, Leydiane.
AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE DE FENOL E FENOL DEGRADADO
POR RADICAL ÂNION SULFATO UTILIZANDO OS ORGANISMOS *Girardia*
tigrina, *Eisenia fetida* E *Vibrio fischeri*. / Leydiane Barbosa Bezerra. – Gurupi,
TO, 2025.
74 f.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins
– Câmpus Universitário de Gurupi - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em
Química, 2025.

Orientador: Grasielle Soares Cavallini

Coorientador: Douglas Henrique Pereira

1. Oxidação química. 2. Fenol. 3. Persulfato. 4. Bioindicadores. I. Título

CDD 540

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer
forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte.
A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184
do Código Penal.

**Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da
UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).**

*Dedico a conquista deste sonho a Deus, a
minha mãe, irmãos, esposo, a minha sogra e
sogro e em especial os meus dois filhos Maria
Antônia e Levi.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus pelo Dom da vida e por ter me conduzido até aqui com muita força, garra e determinação.

A minha querida e amada mãe Maria de Lourdes e aos meus irmãos Flávio e Robson por serem os meus pilares e a minha cunhada Edileia pelos momentos descontraídos. Ao meu querido e estimado padrinho Noecir Ribeiro (*in memoriam*) e a minha avó Raimunda Barbosa (*in memoriam*) que sempre me incentivaram a persistir nos meus sonhos.

Ao meu esposo Vinícius Mascarenhas pelo apoio, amor e compreensão em todos os momentos e aos meus filhos Maria Antônia e Levi, por serem a minha força, consolo e alegria diária. A minha sogra Ceíça e ao meu sogro Deusvaldo por sempre me ajudarem em tudo que precisei.

A minha orientadora Prof^ª. Dr^ª. Grasielle, primeiramente por aceitar me orientar nessa pesquisa e pela disponibilidade, paciência, compreensão ao longo desse tempo e por contribuir significativamente na minha formação acadêmica.

Ao meu Coorientador Prof. Dr. Douglas Henrique Pereira pela disponibilidade e ensinamentos adquiridos nessa etapa da formação acadêmica.

Aos meus professores e colegas da Pós-Graduação por todo o aprendizado adquirido e compartilhado.

A Dr^ª Thayrine, ao Químico Ambiental Whisley e a aluna de graduação em química Rayssa por todo o auxílio durante a realização desse projeto.

À Universidade Federal do Tocantins (UFT), pelo acesso aos laboratórios de Ecotoxicologia, Físico-químico e de Análises Ambientais que permitiram o desenvolvimento deste projeto. E ao Programa da Pós-Graduação em Química (PPGQ).

Á CAPES pela bolsa.

RESUMO

O persulfato de sódio (PS) fotoativado por radiação solar é responsável pela formação do radical ânion sulfato ($\text{SO}_4^{\cdot-}$). Uma espécie altamente reativa utilizada em processos oxidativos avançados (POAs) para o tratamento de água e solo, afim de degradar compostos orgânicos persistentes. O presente estudo avaliou a ecotoxicidade deste processo aplicado à degradação de fenol, utilizando como organismos teste, dois bioindicadores aquáticos: *Girardia tigrina* (planária) e *Vibrio fischeri* (bactéria bioluminescente), e um terrestre, *Eisenia fetida* (minhoca). Para isso, realizou-se, primeiramente, o ensaio com planária para identificar a CL_{50} individual dos reagentes fenol e PS, o qual resultou nos valores de CL_{50} de 194,0 mg.L^{-1} e 396,4 mg.L^{-1} respectivamente. Os ensaios empregando *V. fischeri* e *E. fetida* foram realizados após os ensaios de degradação de fenol por PS nas dosagens de 238 e 2380 mg.L^{-1} + radiação solar durante 6 horas, além dos ensaios isolados empregando os reagentes fenol e PS. Nesse ensaio o fenol degradado por PS (2380 mg.L^{-1}) + radiação solar apresentou degradação de 98%, enquanto que na concentração de PS de 238 mg.L^{-1} foi de 53%. O ensaio com *V. fischeri* demonstrou que tanto os ensaios isolados como os combinados foram capazes de inibir a bioluminescência da bactéria, porém, conforme o método utilizado, os ensaios isolados com o fenol e o PS (238 mg.L^{-1}) não foram considerados tóxicos para esses organismos (inibição <20%). O fenol degradado por PS (238 mg.L^{-1}) + radiação solar foi o que teve maior inibição (42,67%) até mesmo quando comparado com o fenol degradado por PS (2380 mg.L^{-1}) + radiação solar (24,67%) e o ensaio isolado com o PS na dosagem de 2380 mg.L^{-1} foi capaz de inibir 28,27%. De acordo com o ensaio de fuga com *E. fetida*, o fenol degradado por PS (2380 mg.L^{-1}) + radiação solar foi o que apresentou maior toxicidade, com 88% de fuga, enquanto o fenol e o fenol degradado (238 mg.L^{-1}) não apresentaram diferença significativa em relação ao controle. Dessa forma, concluiu-se que os ensaios de toxicidade aguda com planária, assim como os ensaios com *V. fischeri* e *E. fetida* demonstraram que a concentração de 2380 mg.L^{-1} PS é muito elevada, sendo necessário ensaios com menores dosagens de PS e tempos superiores de exposição à radiação solar para reduzir os impactos do tratamento proposto.

Palavras-chaves: Fenol; SR-POAs; Radiação solar; Bioindicadores.

ABSTRACT

Sodium persulfate (PS) photoactivated by solar radiation is responsible for the formation of the sulfate anion radical ($\text{SO}_4^{\cdot-}$), a highly reactive species used in advanced oxidation processes (AOPs) for water and soil treatment, in order to degrade persistent organic compounds. The present study evaluated the ecotoxicity of this process applied to phenol degradation, using as test organisms two aquatic bioindicators: *Girardia tigrina* (planarian) and *Vibrio fischeri* (bioluminescent bacteria), and one terrestrial, *Eisenia fetida* (earthworm). For this, a test with planarian was first performed to identify the individual LC_{50} of the phenol and PS reagents, which resulted in LC_{50} values of 194.0 mg.L^{-1} and 396.4 mg.L^{-1} , respectively. The assays using *V. fischeri* and *E. fetida* were performed after the phenol degradation assays by PS at dosages of 238 and 2380 mg.L^{-1} + solar radiation for 6 hours, in addition to the isolated assays using the reagents phenol and PS. In this assay, the phenol degraded by PS (2380 mg.L^{-1}) + solar radiation showed 98% degradation, while at the PS concentration of 238 mg.L^{-1} it was 53%. The assay with *V. fischeri* demonstrated that both the isolated and combined assays were capable of inhibiting the bioluminescence of the bacteria; however, according to the method used, the isolated assays with phenol and PS (238 mg.L^{-1}) were not considered toxic to these organisms (inhibition $<20\%$). The phenol degraded by PS (238 mg.L^{-1}) + solar radiation was the one that showed the greatest inhibition (42.67%) even when compared with the phenol degraded by PS (2380 mg.L^{-1}) + solar radiation (24.67%) and the isolated test with PS at a dosage of 2380 mg.L^{-1} was able to inhibit 28.27%. According to the escape test with *E. fetida*, the phenol degraded by PS (2380 mg.L^{-1}) + solar radiation was the one that showed the greatest toxicity, with 88% escape, while the phenol and the degraded phenol (238 mg.L^{-1}) showed no significant difference in relation to the control. Thus, it was concluded that the acute toxicity tests with planaria, as well as the tests with *V. fischeri* and *E. fetida* demonstrated that the concentration of 2380 mg.L^{-1} PS is very high, requiring tests with lower PS dosages and longer exposure times to solar radiation to reduce the impacts of the proposed treatment.

Keywords: Phenol; SR-AOPs; Solar radiation; Bioindicators.

LISTA DE ILUSTRAÇÃO

Figura 1 – Fenol comercial (A) e Estutura química (B)	15
Figura 2 - Estrutura química do persulfato em linha (A) e em 3D (B).....	20
Figura 3 – Vias de reações do radical ânion sulfato com o fenol.....	22
Figura 4 – Planária da espécie <i>Girardia tigrina</i>	25
Figura 5 – Bactéria <i>Vibrio fischeri</i> (lado esquerdo) e cultura de <i>Vibrio fischeri</i> (lado direito).....	25
Figura 6 – Anatomia da minhoca	28
Figura 7 – Aspecto morfológico da minhoca da espécie <i>Eisenia fetida</i> (A) e <i>Eisenia andrei</i> (B).....	29
Figura 8 – Caixas de cultura do bioindicador <i>Girardia tigrina</i> (Planária).....	31
Figura 9 – Esquema do teste agudo (CL ₅₀) do fenol	33
Figura 10 – Local de armazenamento	34
Figura 11 – Ensaio de bioluminescência com a bactéria <i>Vibrio fischeri</i>	36
Figura 12 – Determinação da Capacidade de Retenção de Água do Solo Artificial Tropical .	38
Figura 13 – Apresentação da divisão do solo controle e do solo contaminado.....	39
Figura 14 – Minhocas adicionadas (A) e recipientes acomodados (B)	40
Figura 15 – Análise Estatística para determinação da CL ₅₀ do fenol	42
Figura 16 – Análise Estatística para determinação da CL ₅₀ de persulfato de sódio.....	45
Figura 17 – Planária controle (A) e Planária com persulfato de sódio (B)	47
Figura 18 – Degradação de fenol por persulfato de sódio fotoativado por radiação solar	48
Figura 19 – Fotólise da molécula de persulfato.....	50
Figura 20 – Principais produtos da fotodegradação do fenol pelo persulfato	51
Figura 21 – Visão geral da oxidação catalítica ultravioleta-eletroquímica do fenol por HO [•] ..	55
Figura 22 – Amostras de persulfato, fenol e fenol/persulfato expostos ao sol.....	56
Figura 23 – Resposta de fuga após a degradação de fenol com persulfato de sódio + radiação solar dos reagentes isolados.....	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tipo de água com suas respectivas concentrações limites de fenois.....	17
Tabela 2 – Potencial de redução de alguns oxidantes	21
Tabela 3 – Concentrações para os ensaios preliminares para determinação da CL ₅₀ do fenol e persulfato de sódio.....	32
Tabela 4 – Concentrações para a determinação da CL ₅₀ de fenol e persulfato de sódio.....	33
Tabela 5 – Concentrações iniciais de fenol e persulfato de sódio avaliadas	35
Tabela 6 – Ensaio preliminar com o fenol.....	41
Tabela 7 – Refinamento para determinação da CL ₅₀ de fenol.....	41
Tabela 8 – Determinação da CL ₅₀ para o Fenol	43
Tabela 9 – Ensaio preliminar com o persulfato de sódio	44
Tabela 10 – Refinamento para determinação da CL ₅₀ de persulfato de sódio	45
Tabela 11 – Determinação da CL ₅₀ para persulfato de sódio	47
Tabela 12 – Produtos intermediários formados durante a degradação do fenol por SO ₄ ^{•-} e HO [•] ativado por radiação UVC.....	52
Tabela 13 – Ecotoxicidade de fenol, persulfato de sódio e Fenol degradado por persulfato de sódio + radiação solar, utilizando o bioindicador <i>Vibrio fischeri</i>	58

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
ASTM	American Society for Testing and Materials
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CL ₅₀	Concentração Letal Média
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CRA	Capacidade de Retenção de Água
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FIT	Ficha de Informação Toxicológica
HR-POAs	Processos Oxidativos Avançados a base do radical hidroxila
ISO	Organização Internacional de Normalização
MW	Radiação Micro-ondas
NATURATINS	Instituto Natureza do Tocantins
OD	Oxigênio Dissolvido
OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
pH	Potencial Hidrogeniônico
PMS	Peroximonosulfato
POAs	Processos Oxidativos Avançados
PS	Persulfato de Sódio
SAT	Solo Artificial Tropical
SR-POAs	Processos Oxidativos Avançados a base do radical ânion sulfato
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UV	Radiação Ultravioleta

LISTA DE SÍMBOLOS

R^2	Coeficiente de determinação
©	Copyright
°C	Graus Celsius
®	Marca registrada
$\mu\text{g.L}^{-1}$	Micrograma por litro
μs	Microsssegundos
$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Micro-Siemens por centímetro
mg.L^{-1}	Miligrama por litro
mm	Milímetros
nm	Nanómetro
KJ.mol^{-1}	Quilojoule por mol
W.cm^{-2}	Watts por centímetro quadrado

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos.....	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1	O fenol e seus impactos ao ambiente	16
3.2	O radical ânion sulfato.....	20
3.3	Avaliação ecotoxicológica com <i>Girardia tigrina</i>	24
3.4	Avaliação ecotoxicológica com <i>Vibrio fischeri</i>	26
3.5	Avaliação ecotoxicológica com <i>Eisenia fetida</i>	28
4	METODOLOGIA	32
4.1	Local dos testes ecotoxicológicos e Manutenção da cultura de <i>Girardia tigrina</i> .	32
4.1.1	Determinação da CL_{50} de fenol e persulfato de sódio utilizando <i>Girardia tigrina</i>	33
4.2	Degradação do fenol por persulfato de sódio ativado por com radiação solar ..	36
4.3	Ensaio ecotoxicológico de fenol degradado por persulfato de sódio ativado por radiação solar utilizando <i>Vibrio fischeri</i>.....	38
4.4	Preparo do solo Artificial Tropical (SAT)	32
4.5	Ensaio ecotoxicológico de fenol degradado por persulfato de sódio ativado por radiação solar utilizando <i>Eisenia fetida</i>.....	38
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
5.1	Determinação da CL_{50} de fenol utilizando <i>Girardia tigrina</i>.....	42
5.2	Determinação da CL_{50} de persulfato de sódio utilizando <i>Girardia tigrina</i>	44
5.3	Ensaio de degradação do fenol com persulfato de sódio fotoativado por radiação solar.....	49
5.4	Avaliação ecotoxicológica com <i>Vibrio fischeri</i>	58
5.5	Avaliação ecotoxicológica com <i>Eisenia fetida</i>	60
6	CONCLUSÃO	62
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63

1 INTRODUÇÃO

Os avanços tecnológicos têm proporcionado à sociedade conforto e comodidade, no entanto, negligencia a segurança dos recursos naturais e os danos à saúde humana. O desenvolvimento dos setores industriais e agrícolas contribuem para o aumento da poluição, seja pelo uso de várias matrizes energéticas ou pela geração de resíduos, conseqüentemente, expondo os ecossistemas a diversos contaminantes (CEYLAN e AYDIN, 2020).

O composto químico fenol, por exemplo, é uma substância importante em várias áreas industriais, isso porque, é matéria-prima ou produto intermediário na produção de herbicidas, tintas, cosméticos, resina, fármacos, desinfetantes e outros (FIROOZI et al., 2023; ZHAO et al., 2023), assim, sua presença é inevitável nos efluentes destes setores. De acordo com Shahryari et al. (2018) as águas residuárias podem ter uma concentração de fenol variando desde alguns miligramas até mesmo gramas por litro do efluente, gerando graves problemas em águas receptoras em função da sua persistência e da alta toxicidade aos seres vivos.

Em razão dos danos que esse composto pode provocar ao meio ambiente e aos seres humanos, ele foi adicionado à lista da Agência de Proteção Ambiental dos EUA e da Agência Europeia como sendo um dos principais poluentes (BARIK et al., 2021). Portanto, os efluentes contendo compostos fenólicos necessitam de um tratamento eficaz e específico, visto que a sua característica química dificulta a degradação natural e a aplicação de métodos de tratamento convencionais como os biológicos. Desta maneira, os processos oxidativos avançados (POAs) são tecnologias promissoras para o tratamento de águas residuárias contendo compostos orgânicos persistentes e tóxicos, como é o caso do fenol (MEI et al., 2019; ZHAO et al., 2023).

Os métodos POAs tradicionais, têm como princípio básico a geração de radicais, como o radical hidroxila (HO^\bullet). Esse radical é um oxidante forte e não seletivo capaz de degradar compostos orgânicos não biodegradáveis (BAR-NIV et al., 2022). Entretanto, POAs com base na geração do radical ânion sulfato (SR-POAs), tem se destacado e sido considerado como um novo método eficaz de tratamento de águas residuárias que podem substituir os POAs à base do radical hidroxila (HR-POAs), por superar as desvantagens como a da estreita faixa de pH (SCARIA e NIDHEESH, 2022).

Contudo, por se tratar de um método de transformação química, a eficiência dos POAs não é suficiente para demonstrar a aplicabilidade do processo, pois o efluente tratado tem possibilidade de se tornar mais ou menos tóxico que o efluente inicial. Assim, os ensaios ecotoxicológicos têm por finalidade avaliar o efeito do efluente tratado sob o ambiente e aliados às análises físico-químicas tradicionais convergem para reduzir os riscos ambientais. Desta

maneira, avaliar os riscos ecológicos considerando vários organismos de diferentes níveis tróficos se torna desafiador, entretanto, são importantes e indispensáveis tanto para a preservação do meio ambiente como também para a saúde da população, pois os bioensaios elucidam a faixa de toxicidade de substâncias químicas (SU et al., 2023).

A *Girardia tigrina* (planária) é um organismo invertebrado de água doce, útil para fins de estudo nas áreas de neurofisiologia, por apresentar um sistema nervoso similar aos dos animais vertebrados e também na área da ecotoxicologia, com o intuito de avaliar vários parâmetros e efeitos dos contaminantes (MARTINEZ et al.; SIMÃO et al., 2021). A utilização desse organismo tem várias vantagens, como sua importância em vários níveis tróficos (presa e predadora), sensibilidade, facilidade de aquisição, baixo custo de manutenção, adaptabilidade a condições laboratoriais e ampla distribuição ambiental, o que a torna um bioindicador ideal para ensaios ecotoxicológicos de efluentes líquidos (WU e LI, 2018).

O bioindicador *V. fischeri* é uma bactéria bioluminescente marinha, que pode ser encontrada em ambientes temperados e subtropicais (ABBAS et al., 2018). Os ensaios ecotoxicológicos com estes microrganismos são difundidos para a avaliação da toxicidade de compostos químicos em meio aquoso, pelo fato de apresentar rapidez nos ensaios, baixo custo de operação, facilidade de reprodução e serem sensíveis (JAFARI, KESHAVARZ e SALEK, 2019). Os testes com estes organismos se baseiam na inibição de sua bioluminescência, desta maneira a presença de poluentes químicos na água prejudicam seu metabolismo, e consequentemente, há redução da intensidade de luz emitida (MIRJANI, SOLEIMANI E SALARI, 2021).

As minhocas da espécie *Eisenia fetida* são pequenos organismos invertebrados, comuns e largamente distribuídos no ambiente terrestre e apresentam uma importante função na manutenção e fertilidade do solo (decompositoras) (CHENG et al., 2021). Essa espécie é muito utilizada na agricultura para vermecompostagem, na fisiologia, genética e também na ecotoxicologia (DOMÍNGUEZ e PÉREZ-LOSADA, 2010). Na ecotoxicologia recebe um grande destaque por apresentarem facilidade de manutenção, adaptabilidade as condições laboratoriais e serem sensíveis à presença de substâncias químicas, tornando assim organismos em potencial para avaliações da saúde do solo (GAO et al., 2016).

Portanto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a ecotoxicidade do fenol e do fenol degradado por radical ânion sulfato ativado pela radiação solar utilizando os organismos testes *Girardia tigrina* (planária), *Eisenia fetida* (minhoca) e *Vibrio fischeri* (bactéria bioluminescente).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a ecotoxicidade de fenol e fenol degradado por radical ânion sulfato utilizando os organismos testes *Girardia tigrina*, *Eisenia fetida* e *Vibrio fischeri*.

2.2 Objetivos Específicos

- Estabelecer a ecotoxicidade aguda (CL₅₀) de fenol e persulfato de sódio utilizando *Girardia tigrina*;
- Avaliar a toxicidade do fenol e do fenol degradado por persulfato de sódio ativado por radiação solar utilizando ensaio de fuga com *Eisenia fetida*;
- Avaliar a toxicidade do fenol e do fenol degradado por persulfato de sódio ativado por radiação solar utilizando *Vibrio fischeri*.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

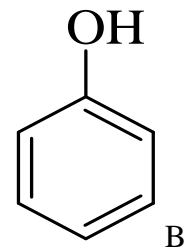
3.1 O fenol e seus impactos ao ambiente

O fenol (Figura 1) é uma substância muito empregada para fabricação de diversos produtos, assim, esse composto químico tem elevada importância no âmbito industrial. Para alguns processos produtivos, o fenol é a principal matéria-prima, como, na produção de fármacos, corantes, tintas e plásticos (ADEBAYO e AREO, 2021; JIA et al., 2023). No entanto, também pode ser utilizado como um produto intermediário, como na produção de papel, refino de petróleo, pesticidas, produção de espumas, produtos agrícolas, adesivos, emulsificantes e detergentes, explosivos, borracha, resina, aditivos para gasolina e óleos lubrificantes, nylon, conservantes de madeira, inibidores e outros (HAN et al., 2022; ADEBAYO e AREO, 2021).

Figura 1 - Fenol comercial (A) e Estrutura química (B).



Fonte: Autora (2025).



Fonte: Autora (2025).

O fenol é um hidrocarboneto aromático que apresenta um forte odor e é extremamente corrosivo, sua aparência é cristalina e incolor, apresenta elevada solubilidade em água, são persistentes na natureza, biologicamente tóxico e possui meia-vida de 1-10 dias em solo e 10-30 dias quando em água (BIWAS et al., 2020; ADEBAYO e AREO; BSOUL et al., 2021; HAN et al., 2022; FIROOZI et al., 2023; ALMEIDA et al., 2011). No ambiente, essa molécula orgânica pode ter origem de processos naturais ou decorrentes de atividades antrópicas (ADEBAYO e AREO, 2021). No meio subaquático, por exemplo, esses compostos são formados pela transformação da lignina e secreções de algas (KUMAR et al., 2021).

De acordo com a Ficha de Informação Toxicológica (FIT) do fenol, disponibilizada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), na atmosfera a presença do composto é proveniente dos exaustores de sistema de ventilação de tanques de armazenamento e durante o carregamento para o transporte, também está associado com os escapamentos

veiculares como também à queima de madeira e carvão. No solo, a contaminação é resultado do vazamento durante o processamento e o transporte. Na água, é decorrente tanto de efluentes industriais e domésticos como os hospitalares não tratados, dado que o fenol era utilizado como agente desinfetante e antisséptico nesses setores (CETESB). No entanto, desde junho de 2024 a ANVISA proibiu seu uso em procedimentos de saúde e estéticos no Brasil.

A fonte antrópica mais comum de poluição dos cursos d'água é o lançamento de efluentes industriais sem tratamento ou tratamento inadequado. O descarte dessas águas contendo fenol nos corpos hídricos gera sérios problemas ambientais, uma vez que esses compostos podem estar presentes em solos e sedimentos, assim, a contaminação das águas pode ocorrer em águas superficiais e subterrâneas (ADEBAYO e AREO, 2021; FIROOZI et al., 2023). Os organismos aquáticos quando expostos ao fenol sofrem inibição no seu crescimento, afetando a sobrevivência e o desenvolvimento da espécie, além de prejudicar o processo de biodegradação e germinação de plantas, promove a fitotoxicidade e em casos mais drásticos a morte de várias espécies de seres vivos (MA et al., 2022; BSOUL et al., 2019).

A contaminação por fenol não se restringe apenas aos organismos aquáticos, pois podem atingir também as vias metabólicas tanto em microrganismos como também em seres humanos, sendo assim, quando presente no organismo, a molécula é metabolizada pelo sistema enzimático, dando origem a alguns metabólitos eletrofílicos que são ainda mais tóxicos que o poluente inicial (BEZVERBNA e ZALESKA-RADZIWILL, 2018; BARIK et al., 2021). Acosta et al. (2018) destaca que esse composto pode ser facilmente absorvido pelo corpo quando inalado, ingerido e em contato com a epiderme.

Segundo Almeida et al. (2011) e Acosta et al. (2018) a inalação do fenol causa severos efeitos no ser humano, como: irritação nos olhos, nariz e pele, distúrbios nas vias respiratórias e no trato digestivo, indução de convulsões e pode causar até a morte. De acordo com Biswas et al. (2020) a ingestão de água contaminada por fenol pode causar dificuldades para engolir, ânsia de vômito, dores de cabeça, danos do tecido cutâneo, anorexia e desmaios. O consumo dessa água contaminada por muito tempo pode causar também a inibição do sistema nervoso central, lesões no fígado, rins e trato digestivo (Han et al. (2022). Em exposições por um longo período de tempo, os níveis tóxicos dessa substância para humanos são de 10 - 24 mg.L⁻¹, enquanto para peixes são de 9 - 25 mg.L⁻¹ (BISWAS et al., 2020).

Os autores Bezverbna e Zaleska-Radziwill (2018) relatam que na Ucrânia a contaminação dos corpos hídricos pelo composto fenol, é uma triste realidade vivida pela sociedade desde a metade do século XX. Os mesmos autores descrevem ainda que a quantidade

de fenol encontrada em alguns rios receptores de efluentes industriais pode ser dez vezes maior que o valor máximo permitido ($0,001 \text{ mg.L}^{-1}$) em águas superficiais.

No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) pela Resolução nº 357/2005 estabelece o valor máximo permitido da concentração de fenol em água, conforme seu tipo e classe. A Tabela 1 apresenta os valores limites estabelecidos por esta Resolução para água doce, salobra e salina. Em relação a água doce, o valor limite de fenol em águas superficiais no Brasil é superior aos limites permitidos pela Ucrânia.

Tabela 1 - Tipo de água com suas respectivas concentrações limites de fenóis.

Tipo de água	Classe(s)	Valor máximo de fenol permitido
Águas doces	1 e 2	0,003 mg/L
	3	0,01 mg/L
	4	Até 1,0 mg/L
Águas salinas	1 e 2	60 $\mu\text{g/L}$
Águas salobras	1 e 2	0,003 mg/L

Fonte: Resolução CONAMA nº 357/05.

A Resolução CONAMA 430/2011, a qual complementa e altera a Resolução 357/2005, estabelece que as águas residuárias geradas em decorrência de algum processo industrial, só poderá ser lançada legalmente em corpos hídricos mediante aplicação de algum método de tratamento de efluente, que reduza e atenda os valores máximos dos parâmetros inorgânicos e orgânicos pré-estabelecidos. No caso do fenol em efluentes, o valor máximo permitido por esta resolução é de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, valor padrão para despejos em água doce, salobra e salina, com exceção das águas de classe especial, em que a legislação não permite lançamento de qualquer tipo de efluente.

No Tocantins, a contaminação do corpo hídrico por fenol foi registrada no rio Gorgulho, (situado entre os municípios de Tocantínia e Pedro Afonso) no ano de 2023, a qual provocou a morte de várias espécies de peixes, afetou a segurança e a sobrevivência de várias famílias ribeirinhas e das famílias indígenas Xerentes da região, visto que, a água do rio estava imprópria para o consumo (G1 TOCANTINS, 2023). O laudo disponibilizado pelo Instituto Natureza do Tocantins (NATURATINS) informou que, a análise de uma das quatro amostras coletadas nas proximidades do rio Gorgulho, indicou a presença do composto fenol e ainda afirma que a concentração de fenóis presente na água estava acima do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (G1 TOCANTINS, 2023).

Nos Estados Unidos o fenol foi listado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) como sendo uma das principais substâncias tóxicas que necessitam de tratamento com urgência, em consequência dos possíveis danos que podem ocasionar à saúde pública e ao meio ambiente (BAR-NIV et al., 2022). Desse modo, a concentração de compostos fenólicos em efluentes industriais precisam ser diminuídas antes de serem descarregados em corpos d'água, garantindo a preservação dos recursos hídricos e zelando pelo bem estar da sociedade (BSOUL et al., 2021).

O crescimento do setor industrial e agrícola contribuem para o maior interesse da comunidade científica em estudar métodos de tratamentos para águas contaminadas com fenóis, já que os métodos de tratamento convencionais geralmente empregados pelas Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) são limitados para tratar águas fenólicas. De acordo com Bar-Niv et al. (2022), os tratamentos convencionais muitas vezes não são indicados para o tratamento de águas residuárias fenólicas, isso porquê, o tratamento biológico muito aplicado para este fim, não é viável, em razão do efluente apresentar alto índice de toxicidade aos microrganismos, e quando aplicado, demanda muito tempo de recuperação da população bacteriana.

Segundo Tian et al. (2022) o tratamento físico mais comum é a adsorção, ela é uma técnica simples de operação, mas apresenta como ponto negativo à transferência de fase do poluente e não a degradação, gerando um outro problema com o lodo. Em decorrência disto, tem-se buscado outros métodos de tratamento mais eficazes para degradar esse tipo de efluente e que possam resolver o problema, como os Processos Oxidativos Avançados (POAs). Os POAs são processo de oxidação essenciais para o tratamento de vários tipos de efluentes (BO et al., 2021).

Um estudo desenvolvido por Bar-Niv et al. (2022), empregando o POA UV/H₂O₂ com o objetivo de remover fenol em águas residuárias, teve como resultado a diminuição da concentração do composto em 29% em um período de tempo de exposição de 20 horas. Os mesmos autores realizaram testes ecotoxicológicos com o organismo *Artemia salina* e constataram que o tratamento não reduziu a toxicidade do efluente tratado. E o ensaio da determinação de carbono orgânico total (COT), apontou que o fenol não foi mineralizado em dióxido de carbono (CO₂) e água (H₂O), mas sim, gerou dois subprodutos aromáticos ao final do processo.

Infelizmente, não se tem muitos estudos relatando avaliações de toxicidade de águas fenólicas ou a toxicidade destas águas após seu tratamento, no entanto, sua relevância tem contribuído para incentivar os estudos com foco na ecotoxicologia, principalmente para

processos de tratamento que visam a transformação química do contaminante, como por exemplo, os POAs (BEZVERBNA E ZALESKA-RADZIWILL, 2018).

3.2 O radical ânion sulfato

O POA é uma alternativa eficiente de tratamento de águas residuárias que empregam substâncias com potencial de gerar radicais, essas espécies possuem um elevado poder de oxidação o que facilita o processo de degradação de moléculas orgânicas persistentes, promovendo a degradação total ou parcial. Quando a degradação ocorre parcialmente, a aplicação do tratamento biológico pode ser o indicado como etapa subsequente (BAR-NIV et al., 2022). De acordo com Kilic et al. (2019) a eficiência dessa técnica já foi comprovada ao longo dos tempos, e sua utilização é viável para o tratamento de efluentes industriais contendo compostos orgânicos quando não é aplicável o tratamento convencional.

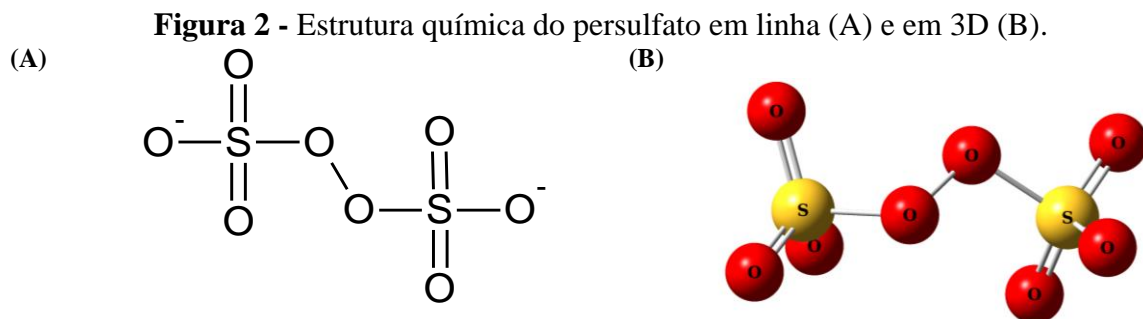
Essa alternativa de tratamento é constantemente investigada, surgindo assim vários tipos de POAs, sendo os mais comuns os de oxidação de ozônio, oxidação Fenton e do tipo Fenton, oxidação fotoquímica, oxidação eletroquímica e sonoquímica (TIAN et al., 2022). O processo pode envolver a utilização de ozônio (O_3), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), óxido de titânio (TiO_2), radiação ultravioleta (UV), ondas ultrassônicas, íons metálicos ou semicondutores, isto é, emprega-se substâncias ou métodos que aumentem à capacidade de geração de radicais, como o radical hidroxila (HO^{\bullet}) (BAR-NIV et al., 2022).

O radical hidroxila é um oxidante forte e normalmente é a principal espécie gerada no POA clássico, e não apresenta seletividade quanto ao contaminante (BAR-NIV et al., 2022). Geralmente, o mecanismo de reação ocorre em várias etapas e em condições ácidas, esse último no caso do processo Fenton, o que pode ser um fator limitante, pois alguns efluentes são básicos ou ligeiramente básicos (LI et al., 2022; CHEN et al., 2018). Em relação as vias de reações envolvendo o HO^{\bullet} , o mecanismo tem possibilidade de ocorrer de três formas diferentes: adição de OH, transferência de hidrogênio e de elétron, no entanto, o mecanismo de reação mais frequente que ocorre é por abstração de hidrogênio (STARLING et al., 2021).

Estudos recentes têm relatado a aplicação dos POAs baseados na geração de radical ânion sulfato ($SO_4^{\bullet-}$) para o tratamento de vários tipos de águas residuárias, em decorrência do potencial desses radicais em degradar com eficiência compostos orgânicos recalcitrantes (CHANIKYA et al., 2021). Segundo Arslan et al. (2023), o POA por radical ânion sulfato (SR-POA) são eficientes para degradação completa de compostos orgânicos em grandes volumes de

águas residuárias, pois demonstra maior eficácia quando comparado aos POAs empregando ozônio, UV/H₂O₂ e Fenton.

O radical ânion sulfato é gerado em meio aquoso tendo como precursores o persulfato (S₂O₈²⁻) (PS) ou peroximonosulfato (HSO₅⁻) (PMS) (CHANIKYA et al., 2021). O persulfato (Figura 2) é usado desde 1950 com o objetivo de iniciar processos de polimerização, agentes de limpeza em superfícies metálicas e oxidante em processos de síntese orgânicas (BERTAGI et al., 2021). De acordo com Domingues et al. (2022), os precursores do SO₄^{•-} são mais estáveis e possuem potencial para serem oxidantes químicos, assim essa tecnologia pode ser um novo tipo de POA alternativo aos processos de oxidação convencionais.



Fonte: Autora (2025).

O persulfato de sódio, especificamente, é mais utilizado como precursor para degradação de poluentes orgânicos, por apresentar maior solubilidade em água, uma boa estabilidade à condições ambiente e poder ser ativado apenas quando exposto à condições específicas ou agente químico (Equação 1) (GENÇ, DURNA E CICIGUN, 2020). Os ativadores podem ser catalisadores (homogêneos e heterogêneos), métodos eletroquímicos, radiação ultravioleta, ultrassom, calor, metais de transição, ou outros métodos físico-químico que amplifique o potencial oxidativo do precursor podendo envolver ou não os radicais (ARSLAN et al., 2023; LEE, GUNTEN e KIM, 2020).



Arslan et al. (2023) descrevem que tanto o PS quanto o PMS quando ativados geram oxidantes fortes, como o radical ânion sulfato (SO₄^{•-}), radical superóxido (O₂^{•-}), radical hidroxila (HO[•]) e o oxigênio singleto (¹O₂). O persulfato de sódio também pode ser ativado por micro-ondas (MW) para gerar SO₄^{•-} para o tratamento de efluentes de largares de azeite (GENÇ, DURNA e CICIGUN, 2020). Sustentando a ideia de que o uso do SO₄^{•-} em processos de

oxidação está sendo cada vez mais investigado quanto a sua eficiência e seus ativadores para o tratamento de efluentes industriais. A Tabela 2, apresenta algumas espécies oxidantes com seus respectivos valores de potencial padrão de redução.

Tabela 2 - Potencial de redução de alguns oxidantes.

Espécie	E° (V)	Referência
Íon persulfato [S ₂ O ₈ ²⁻]	2,10	Bertagi et al., 2021
Íon peroximonossulfato [HSO ₅ ⁻]	1,85	Fernandes, Makos e Boczkaj, 2018
Radical ânion sulfato [SO ₄ ^{•-}]	2,50 - 3,10	Behnami et al., 2021
Peróxido de hidrogênio [H ₂ O ₂]	1,78	Brito e Silva, 2012
Radical hidroxila [HO [•]]	2,80	Dominguez et al., 2019

Fonte: Autora (2025).

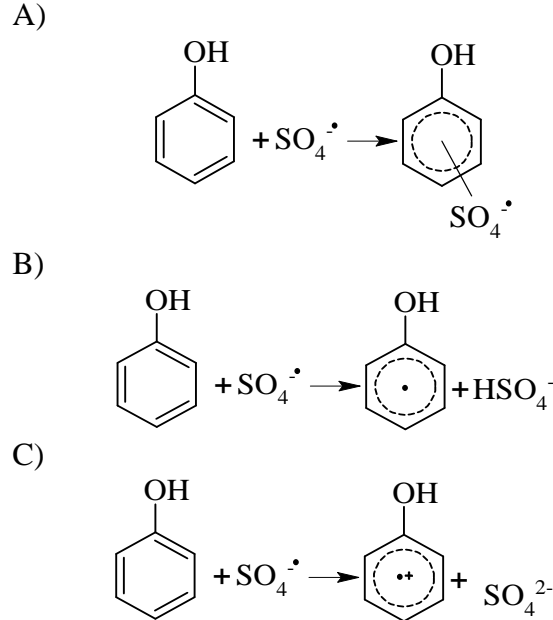
As informações apresentadas na Tabela 2 é uma forma de elucidar e comparar os valores de potencial dos precursores do SO₄^{•-} e do HO[•]. As substâncias PS/PMS apresentam potenciais de redução maiores que o H₂O₂ promovendo maior possibilidade de a reação química ocorrer espontaneamente. Considerando a energia envolvida para a quebra da ligação O-O da molécula de persulfato (140,2 kJ.mol⁻¹) observa-se que ela é menor em relação a mesma ligação da molécula H₂O₂ (195,4 kJ.mol⁻¹) (FERNANDES, MAKOS E BOCZKAJ, 2018).

Um outro ponto importante são os radicais gerados por essas substâncias como, o HO[•] gerado pelo H₂O₂ e o SO₄^{•-} gerado pelo PS/PMS, os quais possuem potenciais de redução bem próximos, com isso, ambos possuem capacidade elevada para mineralizar os contaminantes orgânicos em dióxido de carbono (CO₂) e água (H₂O) ou oxidá-los parcialmente (BEHNAMI et al., 2021). Quando comparado com o sistema Fenton o SO₄^{•-} se sobressai pela flexibilidade ao pH, pois atua em uma faixa maior de pH (2-8) ampliando as possibilidades de tratamento para outros tipos de efluentes industriais, além disso, possui tempo de meia-vida maior (30-40µs) tendo contato com o contaminante por mais tempo (BEHNAMI et al., 2021; FAN et al., 2019).

O mecanismo de reação do SO₄^{•-} tem propensão maior em receber elétrons quando comparado com o HO[•], desta maneira o anel aromático pode ser quebrado por meio da movimentação dos elétrons (FAN et al., 2019). No caso do mecanismo de reação envolvendo o radical ânion sulfato com a molécula de fenol em fase aquosa em condições neutras, a possibilidade se dá por três vias reacionais: Adição do SO₄^{•-} à molécula de fenol, o qual gera um radical (A); abstração do átomo de hidrogênio pelo SO₄^{•-}, formando o radical de fenol e o

ânion bissulfato (B) e a transferência de elétron do composto fenol para $\text{SO}_4^{\cdot-}$ formando o cátion radical de fenol e o ânion sulfato (C), sendo essa a principal via de reação que ocorre entre essas duas substâncias (MEI et al., 2019). As três vias de reação são apresentadas na Figura 3.

Figura 3 - Vias de reações do radical ânion sulfato com o fenol.



Fonte: Mei et al. (2019).

Contudo, o método de tratamento de águas residuárias não é o único fator que deve ser considerado, dado que, o efluente tratado pode apresentar uma maior toxicidade aos organismos aquáticos das águas receptoras do que o próprio efluente original, com isso, os estudos ecotoxicológicos são parâmetros fundamentais e complementares da eficiência do tratamento (TORRES et al., 2019; OUARDA et al., 2018). Portanto, conciliar essas duas problemáticas é um desafio para as estações de tratamento.

No caso de degradação apenas parcial do fenol, a determinação dos produtos de decomposição usando métodos analíticos são insuficientes e há necessidade de realizar testes de toxicidade biológica para confirmar a ausência de toxicidade antes de introduzir as águas residuárias tratadas no meio ambiente (BAR-NIV et al., 2022). De acordo com Mei et al. (2019) os resultados decorrentes de ensaios ecotoxicológicos auxiliam na compreensão de possíveis subprodutos gerados durante processos de oxidações ($\text{HO}^{\cdot}/\text{SO}_4^{\cdot-}$), contribuindo para melhor escolha de métodos de tratamento.

3.3 Avaliação ecotoxicológica com *Girardia tigrina*

A ecotoxicologia é uma ciência multidisciplinar descrita pela primeira vez no início da década de 70 pelo francês Jean-Michel Jouany, essa ciência tem por finalidade avaliar os efeitos deletérios que substâncias químicas tóxicas podem causar nos organismos vivos e as interações com todo o meio (VASSEUR, MASFARAUD e BLAISE, 2021). Mesmo que o termo tenha sido introduzido recentemente é notório à constante e crescente investigações na área, pois os poluentes podem causar diferentes efeitos na biota mesmo em baixas concentrações (GROSS, 2022).

A ecotoxicologia está direcionada para a substituição, redução e refinamento dos ensaios envolvendo os vertebrados, devido ao elevado custo, rendimento não muito satisfatórios e testes questionáveis incluindo mamíferos (IRELAND et al. 2020). A aplicação de organismos invertebrados ainda é pequena em pesquisas científicas, entretanto, o uso desses organismos tem demonstrado ser bem promissor, devido a economia e manutenção em comparação aos organismos vertebrados (DEOCHAND, COSTELLO E DEOCHAND, 2018).

As planárias, por exemplo, são organismos vivos invertebrados extremamente sensíveis à presença de poluentes, sendo uma ótima opção de organismo teste (REJO et al., 2023). As planárias são platelmintos do filo Platyhelminthes que apresentam vida livre e são encontradas em ambientes marinhos e terrestres, porém, grande parte são encontradas em locais de água doce não poluídas, como em lagos, poças, riachos e nascentes (DEOCHAND, CASTELLO e DEOCHAND, 2018; BENITZ et al., 2020).

As planárias em escala laboratorial apresentam diversos pontos positivos, como baixo custo de obtenção, facilidade de armazenamento nas caixas de cultura (organismos pequenos e simples), não necessitam de grandes volumes de meio de cultura para a sobrevivência, o alimento pode ser adquirido em mercados (fígado e/ou gema de ovo) (WU e LI, 2018). Sua reprodução ocorre por meio da eclosão de ovos (± 1 semana) ou por meio da regeneração de pequenos fragmentos de tecido dando origem a novos organismos vivos. Considerando as planárias de água doce elas podem suportar variações de temperatura, no entanto, o mais indicado é o armazenamento em temperatura ambiente ± 22 °C (HAGSTROM et al., 2015; WU e LI, 2018).

Estudos têm relatado o uso de planárias de água doce em diversas áreas do conhecimento principalmente na neurotoxicologia com a finalidade de avaliar o comportamento desses organismos expostos a algum contaminante. Além disso, estes organismos são populares e úteis na farmacologia, neurobiologia e na toxicologia, em razão da sensibilidade das planárias na

presença de alguns contaminantes químicos que podem ser encontrados na água mesmo em baixas concentrações. Em relação aos efeitos crônicos, as análises do grau de toxicidade envolvem a avaliação da morfologia e do comportamento que elas apresentam quando submetidas ao poluente (PAGÁN et al., 2015; HAGSTROM et al., 2015). Porém, a utilização desses organismos não se limita apenas ao estudo nessas áreas, nesse sentido as planárias de água doce vêm se tornando organismos-modelos na ecotoxicologia por demonstrarem potencial para estudos ecotoxicológicos, incentivando a pesquisa científica na área ambiental (KNAKIEVICZ, 2014; LÓPEZ et al., 2019).

Sabendo disto, o uso de planárias de água doce tem sido relatado por alguns autores como sendo um bioindicador da qualidade ambiental, buscando compreender os efeitos que certos compostos químicos podem causar em ambientes aquáticos quando presente (LÓPEZ et al., 2019; DORNELAS et al., 2020; BARBOSA et al., 2022; MACÊDO et al., 2019). De acordo com Macêdo et al. (2019) para a escolha dos organismos testes para fins de avaliação ecotoxicológicos considera-se alguns critérios, como a possibilidade de replicação, adaptação do organismo em laboratório e a sensibilidade aos distúrbios dos compostos químicos quando expostos.

Os distúrbios podem ser determinados pelos seguintes parâmetros: alimentação, locomoção, regeneração, reprodução, fertilidade, bioacumulação e parâmetros bioquímicos, os quais podem ser alterados dependendo do organismo escolhidos para os bioensaios, esses critérios podem ser atendidos quando empregando planárias (MACÊDO et al., 2019). Segundo Carlos et al. (2021) e Rodrigues et al. (2016) esses organismos de água doce são propensos a serem estudados na ecotoxicologia, pelo fato, de apresentarem importância ao longo dos níveis tróficos, pois em algumas situações assume a função de predadoras e em outras tornam-se presas, ou seja, são predadoras de pequenos invertebrados no caso de protozoário, rotíferos, pequenos crustáceos, caramujos e larvas, mas também podem servir de alimento de alguns invertebrados e vertebrados predadores.

Recentemente este organismo é estudado por alguns autores para avaliar possíveis impactos que possam ser gerados em decorrência de águas tratadas pelos POAs. Desta maneira, os ensaios ecotoxicológicos são importantes para elucidar os riscos iminentes que possam acometer os organismos de ambiente aquático que irão receber os efluentes tratados pelo POA (CARLOS et al., 2021; VIEIRA et al., 2021). O gênero de planária escolhido para fins deste estudo foi a *G. tigrina* (planária) (Figura 4) antes conhecida como *Dugesia tigrina*, e foi descrita pela primeira vez por Girard (1850) (PAGÁN et al., 2015; BENITZ et al., 2020). A escolha desse tipo de organismo para o estudo proposto foi em virtude de estudos desenvolvidos no

campo ambiental, por ser considerada como um ótimo bioindicador ambiental e se enquadrar aos parâmetros citados anteriormente.

Figura 4 - Planária da espécie *Girardia tigrina*.



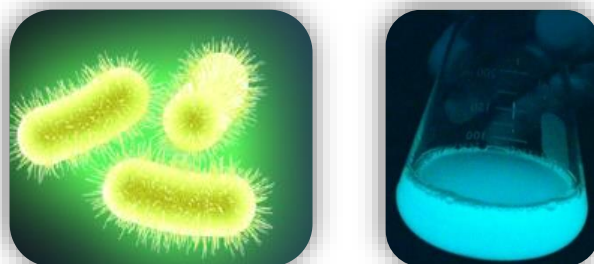
Fonte: Autora (2025).

3.4 Avaliação ecotoxicológica com *Vibrio fischeri*

A luz emitida por alguns organismos vivos tem despertado o interesse de muitos pesquisadores em várias áreas do conhecimento com intuito de aplicações em biossensores, bioimagem, biologia molecular, saúde humana e na área da ecotoxicologia (BERGUA et al., 2021). Na ecotoxicologia a bactéria *V. fischeri* (Beijerinck, 1889) é um organismo empregado desde a década de 1970 pela comunidade científica com a finalidade de analisar a qualidade da água, desta forma surgiu no mercado diferentes produtos de teste com cepas dessa bactéria (URBANCZYK et al., 2007; BONGRAND et al., 2020; BERGUA et al., 2021).

A bactéria *V. fischeri* é um microrganismo não patogênico de formato de bastonete cheio de flagelos e pode ser identificada pela emissão de uma luz azul-esverdeada (ABBAS et al., 2018; SEPTER e VISICK, 2024). Na Figura 5, à esquerda é apresentada a bactérias da espécie *V. fischeri* coradas com verde fluorescente e à direita, um frasco de cultura extremamente rico em nutrientes, possibilitando a visualização da intensidade de luz emitida por essas bactérias.

Figura 5 - Bactéria *Vibrio fischeri* (lado esquerdo) e cultura de *Vibrio fischeri* (lado direito).



Fonte: Su et al., (2023) e Miller et al. (2014).

O *V. fisheri* são bactérias gram-negativas da família Vibrionaceae, a grande maioria desta família habita em ambientes aquáticos em condições salobras (lagoas de sal, planícies de maré e mar profundo), entretanto, algumas espécies suportam ambientes de água doce (*Vibrio cholerae* e *Vibrio mimicus*), podendo desta forma ser encontradas também em lagoas, riachos e rios, em razão disto, parte desta família pode ser encontrada em qualquer ambiente aquático (CEYLAN e AYDIN, 2020; COHEN et al., 2020).

De acordo com Bongrand et al. e Cohen et al. (2020) o *V. fisheri* quando em seu *habitat* natural pode estar em sua vida livre como também em simbiose (hospedeiro) com algumas espécies de lulas havaianas (*Euprymna scolopes*), lulas japonesas (*Euprymna morsei*), lulas sepiolidas (*Euprymna ssp.*) e de peixes (*Monocentris japônica* e *Coelorinchus multispinulosus*). As bactérias se alojam nos órgãos desses animais e proporcionam bioluminescência, enquanto que o hospedeiro fornece nutrientes em abundância comparado com o *habitat* (BONGRAND et al., 2020). No caso dos cefalópodes a luz emitida por essas bactérias é utilizada para se espreitar no ambiente aquático sem serem percebidas por outros animais (CEYLAN e AYDIN; COHEN et al., 2020).

As bactérias luminosas com o passar dos tempos estão se tornando notáveis objetos de estudo, sendo vistos em todo o globo como bioindicadores da qualidade ambiental de alto nível, isso pelo fato delas serem a única espécie de bactéria isolada com características de emissão de luz, e também fornecer testes rápidos, de baixo custo, prático, sensível e confiabilidade no método empregado (BERGUA et al., 2021; CEYLAN e AYDIN, 2020; PINO-OTÍN et al., 2023).

A luz irradiada por essas bactérias é conhecida como bioluminescência, esse é um fenômeno que pode ser compreendido como sendo uma conversão de energia química para uma energia luminosa, ocorrendo por meio de reações químicas com liberação de calor para o ambiente (reações exotérmicas), essas reações são catalisadas pela enzima luciferase (ERZINGER et al., 2018). A bioluminescência é uma característica que está intimamente relacionada com o bem-estar da comunidade bacteriana, em vista disto, quando a enzima luciferase sofre algum tipo de inibição, ocorre uma redução da eficiência celular, o qual afeta o sistema de luz desses seres vivos (BERGUA et al., 2021).

Com isso, a luz produzida está associada as atividades metabólicas que ocorrem na bactéria, desta forma, quando esses organismos estiverem expostos à contaminantes tóxicos ocorrerá a inibição dos sistemas metabólicos dessas bactérias (BERGUA et al., 2021). Em resposta a esse distúrbio ocorre uma diminuição da quantidade de luz emitida de forma

proporcional a concentração do contaminante, possibilitando a detecção dos poluentes nos corpos hídricos (DRZYMALA e KALKA, 2020).

Desta maneira, o teste ecotoxicológico utilizando esse organismo como bioindicador é um parâmetro essencial para o monitoramento e controle dos ecossistemas aquáticos. Segundo Pino-Otín et al. (2023) os ensaios empregando essas bactérias tem contribuído na obtenção de informações sobre as análises e avaliações de contaminantes que possam causar algum dano a segurança do meio ambiente.

3.5 Avaliação ecotoxicológica com *Eisenia fetida*

O solo é um ecossistema rico em biodiversidade conectado com outras matrizes naturais, ao mesmo tempo que é um grande receptáculo de substâncias químicas acumuladas provenientes de diversas atividades antrópicas (indústria, agricultura, marítima, área da saúde e urbana, entre outros) (SILVA et al., 2021). Dessa forma, o ecossistema terrestre possui um agregado de moléculas e íons que estão solúveis e adsorvidas no meio, muitos desses compostos químicos apresentam alta solubilidade em água podendo permanecer por mais tempo no solo e ainda apresentarem variados níveis de toxicidade (SILVA et al., 2021; FERNANDES et al., 2020).

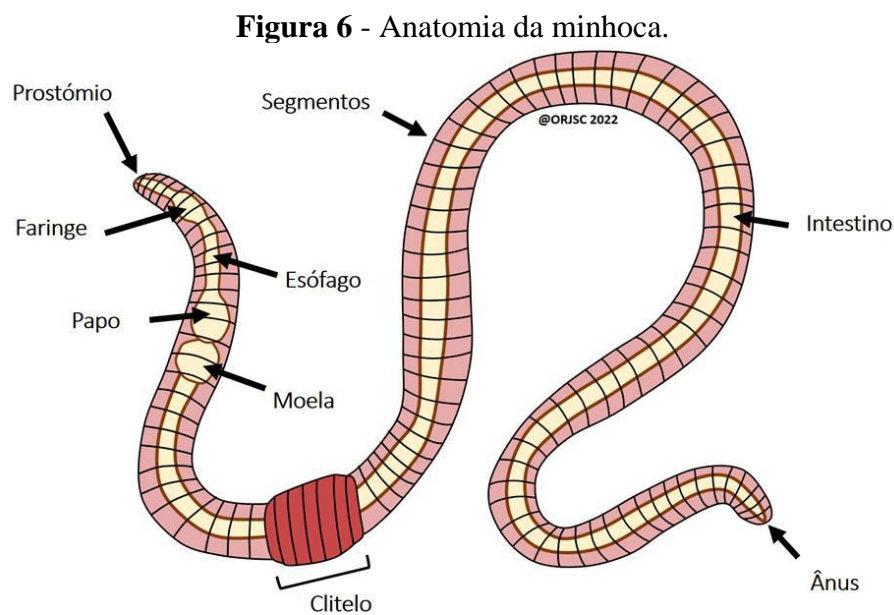
O fenol, por exemplo, é constantemente encontrados no solo, e por sua persistência no ambiente é esperado que afete a flora e a fauna, em decorrência disto, é necessário estudos para averiguar o potencial de risco ecológico nessa matriz, pois ainda são poucos os dados relacionados à sua toxicidade nesse ecossistema (OLIVEIRA et al., 2021; CHAE et al., 2020). Muitos autores afirmam que as minhocas são fortes candidatas para estudos ecotoxicológicos para avaliar a qualidade do solo (CRISTINA et al., 2022, GAO et al., 2016; MA et al., 2023).

As minhocas são animais invertebrados da subclasse Oligoqueta encontradas com facilidade e em abundância no ecossistema terrestre, representando uma faixa de 60 à 80% de toda a biomassa do solo (OLIVEIRA et al., 2021). São organismos notáveis na manutenção e construções de solos, estão constantemente movendo-se e remodelando a estrutura dele, são importantes decompositores da matéria orgânica (MO) permitindo a reciclagem dos nutrientes e ainda podem afetar a fertilidade desses ambientes (CHENG et al., 2021; FERNANDES et al., 2020; DUAN et al., 2017).

O fato desses organismos se alimentarem de MO, pode afetar o ciclo do carbono e dos nutrientes disponíveis no solo, pois esses organismos depositam sobre o solo os moldes (excreção do que é ingerido) (VIDAL et al., 2023). O mesmo autor descreve que, esses moldes

são ricos em nutrientes (40 - 46% N e P totais), surgindo assim pequenos pontos com alta capacidade de fertilidade.

Além dessas características, são sensíveis a uma variedade de substâncias químicas por estarem constantemente e diretamente expostas aos poluentes do solo por via dérmica e oral (ingestão) (CHAE et al., 2020). Essa sensibilidade é justificada pela presença de uma cutícula epidérmica e um orifício (glândula) que permitem a detecção do ambiente externo, tornando-a uma boa bioindicadora da qualidade do solo (MA et al., 2023; GAO et al., 2016). Na Figura 6 é apresentada a anatomia da minhoca com algumas das estruturas principais.



Fonte: Ribeiro et al. (2022).

De acordo com Ribeiro et al. (2022), a constante e crescente investigação de estudos ecotoxicológicos com esses organismos tem proporcionado a criação de diversas normas ISO (Organização Internacional de Normalização) e OECD (Organização para a cooperação e Desenvolvimento Económico), as quais são utilizadas como padrão para os procedimentos desenvolvidos em laboratório em testes com minhocas.

As espécies *Eisenia fetida* (Savigny, 1826) e *Eisenia andrei* (Bouché, 1972) são as duas espécies mais utilizadas no processo de vermicomposto e em pesquisas na área da fisiologia, genética e na ecotoxicologia (DOMÍNGUEZ E PÉREZ-LOSADA, 2010). Na ecotoxicologia, são largamente utilizadas para fins de avaliação de riscos ecológicos no ambiente do solo (CRISTINA et al., 2022).

Essas duas espécies são morfologicamente parecidas, o que as diferem é a ausência de pigmentação nos intersegmentos da espécie *E. fetida* que lhe confere listas com coloração meio

amarelada, motivo pela qual é conhecida como minhoca tigre. A espécie *E. andrei* apresenta pigmentação avermelhada contínua, Figura 7 (CRISTINA et al., 2022; DOMÍNGUEZ E PÉREZ-LOSADA, 2010).

Figura 7 - Aspecto morfológico de minhocas da espécie *Eisenia fetida* (A) e *Eisenia andrei* (B).



Fonte: Adaptado de Domínguez (2018).

De acordo com Domínguez (2018) as minhocas podem ser classificadas em três principais categorias: epígeas, endogeas e anécicas, de acordo com os hábitos alimentares e o *habitat* em que elas são encontradas. A espécie *E. fetida* e *E. andrei*, por exemplo, são classificadas como epígeas e caracterizada por viverem próximo há superfície do solo, se alimentando da matéria orgânica em decomposição. Enquanto, as minhocas endogeicas habitam no perfil mais fundo do solo consumindo solo e matéria orgânica agregado. As minhocas anécicas podem viver fixas em galerias verticais até o interior do perfil do solo, se deslocam até a superfície há procura de alimento (lixo, fezes e matéria orgânica em decomposição) e levam para o interior de suas galerias (DOMÍNGUEZ, 2018).

A espécie *E. fetida*, tem destaque em ensaios ecotoxicológicos em diversas pesquisas científicas por apresentarem: elevada taxa de degradação da matéria orgânica, crescimento acelerado, taxa de reprodução rápida e eficiente e facilidade de manuseio em laboratório (BOTTINELLI et al. 2020; PODOLAK et al., 2020; GAO et al., 2016).

Esta espécie pode tolerar várias temperaturas e umidade (80 – 85%), no entanto, a temperatura indicada é 25 °C e temperaturas de 32 °C a 33,3 °C podem inibir ou matar, respectivamente, esses organismos. Em resposta a estas variações do ambiente elas podem ficar inativas ou regredirem o ciclo de vida (DOMÍNGUEZ e GÓMEZ-BRANDÓN, 2010).

O ciclo de vida da espécie *E. fetida* pode variar de 45 a 51 dias, sendo que, os organismos jovens podem atingir a maturidade entre 21 e 30 dias (DOMÍNGUEZ e GÓMEZ-BRANDÓN,

2010). Ribeiro et al. (2022) descreve que a reprodução da espécie se dá pelo acasalamento biparental que ocorre nas proximidades da superfície podendo ocorrer várias vezes ao ano (por isso a alta taxa de reprodução). Os mesmos podem produzir de 4 a 7 casulos, sendo que esses casulos são posteriormente depositados no solo e gerando um juvenil/ovo e o tempo de incubação pode variar na média de 18 à 26 dias com viabilidade de 72 – 82% (DOMÍNGUEZ e GÓMEZ-BRANDÓN, 2010). Algumas pesquisas tem ressaltado que o tempo para o início da reprodução pode variar de acordo com as espécies como também para organismos da mesma espécie (PODOLAK et al., 2020).

4 METODOLOGIA

4.1 Local dos testes ecotoxicológicos e Manutenção da cultura de *Girardia tigrina*

Os organismos foram cultivados no Laboratório de Ecotoxicologia da Universidade Federal do Tocantins, em recipientes de plástico tampados (caixas de cultura) atóxico, contendo aproximadamente 1,5 L de meio ASTM (*American Society for Testing and Materials*) e com sistema de aeração constante. As caixas de cultura foram armazenadas em uma sala fechada com temperatura controlada ($22 \pm 1^\circ\text{C}$).

O meio de cultura ASTM foi composto por uma mistura de 4 soluções previamente preparadas: Solução 1: 38,10g de bicarbonato de sódio (NaHCO_3) diluídos em 2L com água destilada; Solução 2: 49,14g de sulfato de magnésio ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) diluídos em 2L com água destilada; Solução 3: 1,60g de cloreto de potássio (KCl) diluídos em 2L com água destilada e Solução 4: 2,40g de sulfato de cálcio ($\text{CaSO}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) diluídos em 1,5 L com água destilada. Em um recipiente com a capacidade de 20 L, foram adicionados 200 mL das soluções 1, 2 e 3 e 1,5 L da solução 4, sendo completada com água destilada até o volume máximo. Posteriormente, quando necessário o pH da solução foi ajustado para 7,5 com soluções de hidróxido de sódio (NaOH) e ácido clorídrico (HCl).

A alimentação da cultura ocorreu semanalmente com fígado bovino, normalmente cortados, separados e armazenados em freezer, facilitando o manuseio. A troca do meio de cultura foi realizado a cada 5 horas após a alimentação, sendo os ovos cuidadosamente coletados e transferidos para um outro recipiente contendo ASTM. Os ovos aglomerados foram descartados para evitar contaminação por fungo nos ovos saudáveis. Os filhotes que eclodiam na semana anterior eram transferidos para novas caixas de cultura com ASTM. Ao final da manutenção, as caixas de cultura foram lavadas com detergente e enxaguadas com água em abundância para remoção de qualquer resíduo de sabão dos recipientes. Na Figura 8 é demonstrado os recipientes de cultivo.

Figura 8 - Caixas de cultura do bioindicador *Girardia tigrina* (Planária).



Fonte: Autora (2025).

4.1.1 Determinação da CL₅₀ de fenol e persulfato de sódio utilizando *Girardia tigrina*

A preparação do teste dose-resposta iniciou-se com a separação das caixas de cultura, sendo selecionada uma população saudável e totalmente regenerada. As planárias foram privadas de alimento uma semana antes do teste agudo, com o intuito de evitar possíveis contaminações do experimento decorrente da alimentação. De acordo com Simão et al. (2021) o jejum desses organismos antes dos ensaios evita a competição, desordem, digestão e variabilidade dos dados. As planárias com o comprimento entre 6 – 8 milímetros (mm) foram capturadas em movimentação, manualmente, e colocadas em uma placa de petri com 20 mL da solução experimental. A CL₅₀ foi realizada em placas de petri de vidro (90 x 15 mm), contendo 5 organismos teste, sem nenhum ferimento aparente e sem nenhuma anomalia.

Preparou-se a solução estoque do composto fenol e do persulfato de sódio (PS) utilizando 1,00 g dos reagentes, diluídos em balões de 1 L e completados com água destilada. Partindo dessas soluções estoques preparou-se as diluições que foram posteriormente empregadas nos ensaios ecotoxicológicos para determinação da concentração letal (CL₅₀) para cada um dos reagentes de forma isolada. Em balões de 100 mL realizaram-se as diluições da solução estoque em meio ASTM. A concentração do reagente fenol foi determinada utilizando o método espectrofotométrico na região do visível no comprimento de onda de 505 nm, utilizando o kit Chemtrics® K-8003. Para as soluções de PS foram consideradas as concentrações nominais, pois o PS é sal estável e de massa molar elevada.

O efeito agudo foi avaliado pela exposição de organismos vivos em diferentes concentrações de substâncias químicas, por um curto período, a fim de determinar a concentração letal para 50% dos organismos testados (CL₅₀) (MEI et al., 2019). Frequentemente, são realizados ensaios preliminares para estabelecer concentrações que possam determinar a CL₅₀, sendo necessário que a curva obtida satisfaça os critérios estatísticos de confiabilidade.

Os ensaios preliminares foram realizados em duplicatas avaliando isoladamente fenol e PS em variadas concentrações, conforme a Tabela 3.

Tabela 3 – Concentrações utilizadas nos ensaios preliminares para determinação da CL₅₀ do fenol e do persulfato de sódio.

Ensaio com Fenol (mg.L ⁻¹)		Ensaio com PS (mg.L ⁻¹)			
Controle	0	Controle	0	C ₈	500,0
C ₁	150,0	C ₁	150,0	C ₉	550,0

C ₂	200,0	C ₂	200,0	C ₁₀	600,0
C ₃	250,0	C ₃	250,0	C ₁₁	650,0
C ₄	300,0	C ₄	300,0	C ₁₂	700,0
C ₅	350,0	C ₅	350,0	C ₁₃	750,0
C ₆	400,0	C ₆	400,0	C ₁₄	800,0
		C ₇	450,0		

Fonte: Dados da Autora (2025).

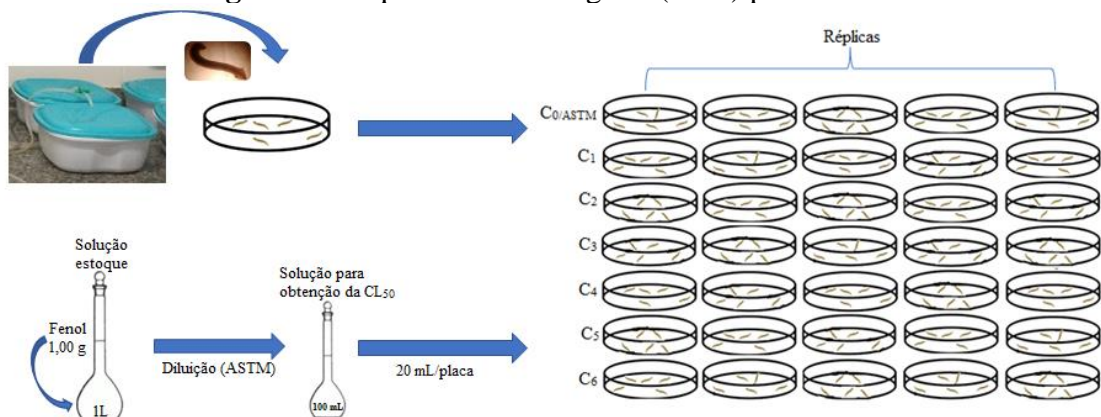
Os ensaios preliminares estabelecem uma faixa apropriada das concentrações dos reagentes, direcionando a construção da Tabela 4. Nesta segunda avaliação foi realizado um teste mais refinado com 5 repetições como pode ser visto na Figura 9.

Tabela 4 – Concentrações para a determinação da CL₅₀ de fenol e persulfato de sódio.

Ensaio com Fenol (mg.L ⁻¹)		Ensaio com PS (mg.L ⁻¹)	
Controle	0	Controle	0
C ₁	48,75	C ₁	100,0
C ₂	97,50	C ₂	200,0
C ₃	146,25	C ₃	300,0
C ₄	195,0	C ₄	400,0
C ₅	243,75	C ₅	500,0
C ₆	292,50	C ₆	600,0
		C ₇	700,0

Fonte: Dados da Autora (2025).

Figura 9 - Esquema do teste agudo (CL₅₀) para o fenol.



Fonte: Autora (2025).

Ao finalizar a primeira etapa do ensaio, as placas foram armazenadas em recipientes protegidos da luz (Figura 10), exceto durante à avaliação, em sala climatizada ($22 \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$), sem aeração e sem alimentação. O ensaio teve duração total de 96 horas, com avaliações nos intervalos de tempo de 24, 48, 72 e 96 horas. O método de avaliação adotado foi por meio da contagem dos organismos sobreviventes, sendo que planárias que apresentassem perdas parcial ou total (desintegradas) do corpo foram consideradas como mortas.

As planárias em análise foram cutucadas cuidadosamente para certificar-se que estavam vivas. Logo após o período de avaliação os organismos sobreviventes foram mortos e descartados, precavendo o desenvolvimento de resistência às substâncias em análises e evitando comprometer pesquisas futuras na área.

Figura 10 – Local de armazenamento.



Fonte: Autora (2025).

Para todas as concentrações foram realizados os parâmetros físico-químicos: pH; Oxigênio dissolvido (OD); condutividade elétrica e temperatura, por meio de uma sonda multiparâmetro AK88.

As análises estatísticas foram obtidas pelo software GraphPad Prism versão 7.0 para Windows (GraphPad Software, La Jolla, Califórnia, EUA). Esse programa é uma ferramenta que economiza tempo se tratando de análises estatísticas, pois é possível combinar bioestatística, adequação da curva (regressão não linear), organização dos dados, plotagem de gráficos científicos e outras funcionalidades, além de estar disponíveis nas versões para Windows e Mac (GraphPad, 2007). De acordo com Minho et al. (2016) o software é prático e eficaz, porque permite fazer ajuste de tal forma que facilite a obtenção da concentração letal/inibitória do teste.

4.2 Degradação do fenol por persulfato de sódio ativado por radiação solar

Nessa segunda etapa do estudo foi realizado um ensaio de degradação de Fenol utilizando uma solução de fenol de 7,79 mg.L⁻¹, a qual teve sua concentração confirmada pelo método espectrofotométrico Chemetrics® K-8003. As dosagens de PS utilizadas para degradação de Fenol foi de 238 e 2380 mg.L⁻¹, com a exposição à radiação solar de 6 horas, conforme o trabalho de Silva (2025).

A intensidade da radiação solar foi medida por meio de um radiômetro portátil com capacidade de leitura na faixa de 400 a 1000 nm. A dose de radiação foi calculada pelo produto da intensidade média da radiação solar e o tempo de exposição. A intensidade média foi calculada utilizando o software gratuito “Calculadora Solar” (Castro et al., 2020). Nessa etapa foram realizados 5 ensaios com exposição à radiação solar, sendo dois combinados (fenol + PS + radiação solar) representados pelas amostras 2 e 3 e os demais ensaios com os reagentes isolados (fenol; PS (238 mg.L⁻¹) e PS (2380 mg.L⁻¹)). A Tabela 5 apresenta as concentrações dos reagentes antes do processo de degradação.

Tabela 5 - Concentrações iniciais de fenol e persulfato de sódio avaliadas.

Amostra	Fenol (mg.L ⁻¹)	PS (mg.L ⁻¹)	Tempo de exposição à radiação solar
1	7,79	0	6h Intensidade média 860 W.cm ⁻²
2	7,79	238	
3	7,79	2380	
4	0	238	
5	0	2380	

Fonte: Dados da Autora (2025).

4.3 Ensaio ecotoxicológico de Fenol degradado por persulfato de sódio ativado por radiação solar utilizando *Vibrio fischeri*

O ensaio com *V. fischeri* foi realizado após o ensaio de degradação de fenol por PS ativado por radiação solar. Esse ensaio baseia-se na intensidade de luz emitida por essas bactérias, o que indica o bem-estar da população. Desta maneira, o teste agudo empregado neste estudo fez uso do produto Monitox®, esse kit utiliza cepas da bactéria *V. fischeri* NRRL-B 11177 liofilizadas para que a sensibilidade dos organismos seja mantida. Para o teste, o pH das

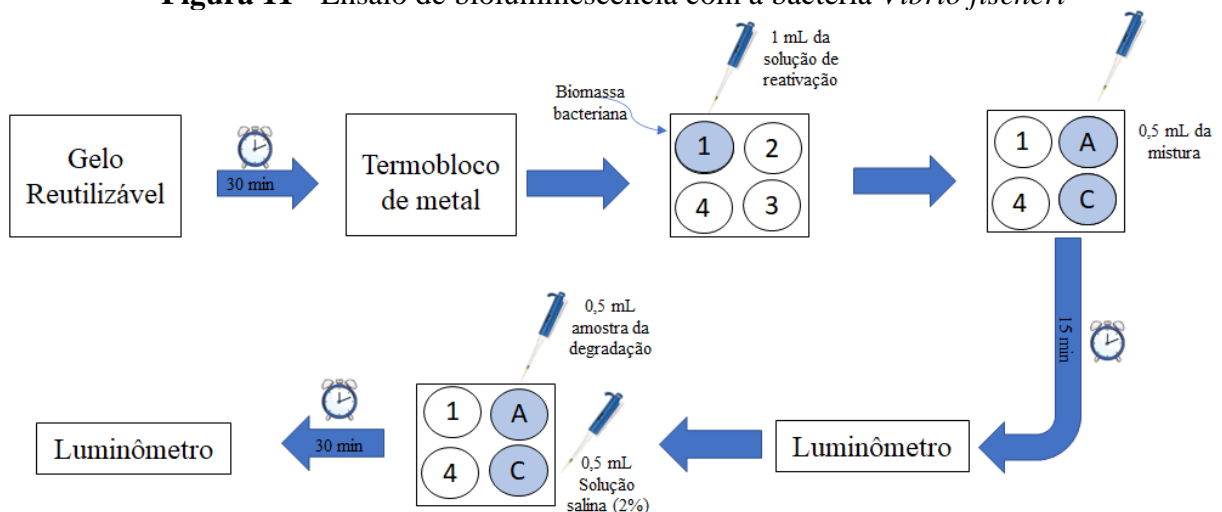
amostras foi ajustado para 7,0 com uma da solução de NaOH 0,1 mol.L⁻¹. Em seguida, a salinidade das amostras também foi ajustada, utilizando 1 mL da solução de ajuste osmótico em uma alíquota em 10 mL de amostra.

O ensaio teve início com a retirada do bloco de gelo reutilizável do freezer e deixado sobre a bancada de trabalho por pelo menos 30 minutos antes do teste, permitindo a elevação da temperatura. Logo, passado esse período de tempo posicionou o termobloco de metal sobre o bloco de gelo e colocou a cubeta com a biomassa bacteriana liofilizada, que foi ativada, rapidamente, empregando 1 mL da solução tampão de reativação. Após, sugou e liberou várias vezes o conteúdo da cubeta para a homogeneização da biomassa com a solução tampão.

Em seguida, transferiu-se 1 mL da mistura para duas cubetas vazias, ou seja 0,5 mL em cada uma das cubetas, sendo identificadas como a amostra e a outra como o controle e aguardou 15 minutos para a estabilização da biomassa. Posteriormente, utilizou o equipamento luminômetro para realizar a medida da intensidade de luz inicial (I_0) emitida por essas bactérias em ambas as cubetas (amostra e controle).

Logo depois, transferiu 0,5 mL da amostra preparada anteriormente e adicionou na cubeta identificada como amostra e na cubeta controle acrescentou 0,5 mL da solução salina 2% e aguardou 30 minutos para realizar a leitura final (I_{30}) em ambas as cubetas. O procedimento experimental com *V. fischeri* pode ser melhor visualizado na Figura 11.

Figura 11 - Ensaio de bioluminescência com a bactéria *Vibrio fischeri*



Fonte: Autora (2025).

O próximo passo foi calcular o quanto que essas bactérias sofreram inibição pelo contaminante e para isso utilizou-se as Equações de 2 a 4, o resultado final foi dado em porcentagem (%).

$$Fc = \frac{I_{30}}{I_0} \quad (2)$$

$$I_{0 \text{ corr}} = Fc \times I_0 \quad (3)$$

$$\text{Inibição (\%)} = 100 \times \left(1 - \frac{I_{30}}{I_{0 \text{ corr}}}\right) \quad (4)$$

Sendo: Fc o fator de correção; I_{30} o valor da leitura da intensidade medida após os 30 minutos no luminômetro; I_0 o valor da leitura inicial; $I_{0 \text{ corr}}$ a medida da emissão de luz inicial corrigida.

Assim, se o valor final do cálculo de inibição for maior que 20% isso demonstra que a amostra testada é tóxica para essas bactérias, caso contrário, se o resultado de inibição for menor que 20% a amostra não é considerada tóxica. E quanto maior o percentual de inibição maior a toxicidade da amostra.

4.4 Preparo do Solo Artificial Tropical (SAT)

O Solo Artificial Tropical (SAT) foi preparado conforme a Norma ISO/OECD (1984). Entretanto, a composição desse substrato foi adaptada para regiões tropicais pelo autor Garcia et al. (2004), denominado de Solo Artificial Tropical (SAT). A composição do SAT é de 70% de areia, 20% de caulim e 10% do pó de fibra de casca de coco (seco e peneirado) em substituição dos 10% de turfa.

Em seguida, foi retirado uma amostra de 10 g para aferir o pH do SAT e quando necessário, ajustado com carbonato de cálcio (CaCO_3) para $\text{pH } 6,0 \pm 0,5$. O pH do solo foi medido adicionando 50 mL de uma solução de cloreto de potássio (KCl) na concentração de 1 mol.L^{-1} , posteriormente foi agitado por 5 minutos e na sequência mantido em repouso por 2 horas, para então medir o pH do solo, conforme a NBR/ISO 16387 (ABNT, 2012).

A umidade do SAT foi ajustada para 40 – 60% da capacidade de retenção de água (CRA), conforme descrito na Norma ISO 11268-2 (ISO, 1998). O teste foi realizado em triplicata utilizando recipientes com o fundo vedado com um tecido contendo 50 g do SAT. As amostras foram colocadas em uma bandeja e cuidadosamente foi adicionado uma quantidade de água destilada de forma que o nível da água ficasse acima do nível do SAT. A absorção da água deu-se pela parte inferior do recipiente até que atingisse a superfície do SAT (capilaridade) pelo período de três horas. Em seguida, as amostras foram colocadas sobre a areia para drenagem do excesso de água pelo período de duas horas (Figura 12).

Figura 12 – Determinação da Capacidade de Retenção de Água do Solo Artificial Tropical



Fonte: Autora (2025).

Então, pesou-se os recipientes com o SAT (peso úmido) para posterior secagem em estufa à temperatura constante de 105 °C por 24 horas para determinação do peso seco. Para a obtenção da capacidade de retenção utilizou a Equação 5. Sabendo que, U é o peso do SAT/Solo úmido e S o peso o SAT/Solo seco.

$$\text{CRA} = [(U - S)/S] \times 100 \quad (5)$$

4.5 Ensaio ecotoxicológico de fenol degradado por persulfato de sódio ativado por radiação solar utilizando *Eisenia fetida*

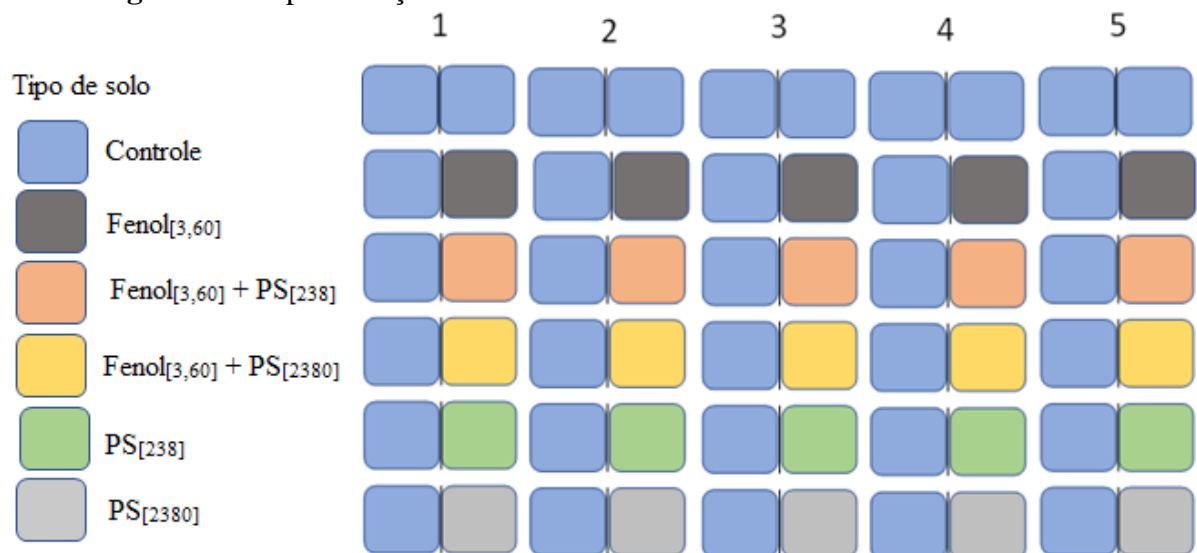
O ensaio ecotoxicológico empregando a minhoca da espécie *E. fetida* teve como finalidade avaliar a fuga ou evitação desses organismos em relação ao solo-teste. Esse ensaio é uma resposta comportamental em que os organismos podem ou não escolher o solo controle ou o solo-teste (WANG et al., 2019). Assim o ensaio de fuga é uma forma de triagem para avaliar o potencial de risco de áreas contaminadas ou uma determinada substância adicionado ao solo (GAO et al., 2016). O ensaio de fuga realizado neste trabalho seguiu as especificações descrito na Norma NBR ISSO 17512-1 (ABNT, 2011).

O ensaio de fuga foi realizado em recipientes de plástico de duas seções com divisória móvel. Em uma das seções foi adicionado 300 g de solo controle umedecido com 38 mL de água destilada e na outra seção foi adicionado a mesma massa, porém, umedecida com 38 mL da

amostra a ser avaliada. Em outro recipiente foi adicionado 600 g de solo controle umedecido com 76 mL de água destilada. O ensaio controle/controlado teve o objetivo de avaliar a homogeneidade do substrato em que os organismos serão expostos, sendo exigida a porcentagem de fuga entre 40 a 60% para validar o substrato controle.

As amostras empregadas neste ensaio foram as mesmas empregadas no ensaio ecotoxicológico com *V. fischeri* após a degradação do fenol pelo radical ânion sulfato ativado pela radiação solar. Os valores de pH das amostras foram ajustados para 7,0 com solução de NaOH 0,01 mol.L⁻¹. O ensaio foi realizado com cinco tratamentos mais o controle, sendo que para cada tratamento foram realizadas cinco repetições. Na Figura 13 é demonstrada a separação dos tratamentos nos recipientes e o controle/controlado.

Figura 13 – Apresentação da divisão do solo controle e do solo contaminado.



Fonte: Autora (2025).

Para dar início ao teste, removeu-se a divisória e foram colocadas 10 minhocas adultas por tratamento com clitelo bem desenvolvido pesando entre 300 mg – 600 mg por indivíduo ao centro do recipiente (linha da divisória), como mostra a Figura 14. Em seguida, os recipientes foram tampados, as quais possuíam pequenos orifícios permitindo a troca gasosa. Os recipientes foram acomodados em ambiente climatizado com temperatura de 20 ± 2 °C, luminosidade entre 400 e 800lx, com ciclo claro/escuro de 12/12 h e sem alimentação (ABNT, 2011).

Figura 14 – Adição das minhocas (A) e recipientes acomodados (B).



Fonte: Autora (2025).

O ensaio teve duração de 48 h, após esse período o divisor foi reinsertado e foi realizado a contagem dos organismos em cada seção. Minhocas que foram divididas decorrente da inserção da divisória considerou 0,5 para cada seção sem levar em conta o tamanho. Ao final do ensaio aferiu-se o pH e a umidade.

Ao final do teste calculou-se a média dos indivíduos de cada tratamento e determinou-se o percentual de fuga utilizando a Equação 6.

$$X = \left(\frac{n_c - n_t}{N} \right) \times 100 \quad (6)$$

Sendo, x a fuga dada em porcentagem, n_c o número de indivíduos encontrados no solo controle (por recipiente teste ou no solo controle de todas as réplicas), n_t o número de indivíduos encontrado no solo teste (por recipiente teste ou no solo teste de todas as réplicas) e N o número total de indivíduos (normalmente 10 por recipiente teste ou no solo controle de todas as réplicas).

A análise estatística dos dados foi realizada pelo teste exato de Fisher, utilizado para avaliar a significância dos dados considerando o controle e as amostras de cada tratamento (©Software GraphPad 2024).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Determinação da CL_{50} de fenol utilizando *Girardia tigrina*

Os resultados do teste preliminar com o fenol, são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Ensaio preliminar com o fenol.

Fenol (mg.L ⁻¹)	Planárias vivas (Média ± desvio padrão)				Parâmetros físico-químicos		
	24 h	48 h	72 h	96 h	pH	OD (mg.L ⁻¹)	CE (μS.cm ⁻¹)
150,0	5,0±0,00	4,0±1,41	4,0±1,41	4,0±1,41	7,55	5,8	446
200,0	3,0±0,00	1,0±1,41	0,5±0,71	0,5±0,71	7,50	5,5	435
250,0	0,5±0,71	0,0±0,00	0,0±0,00	0,0±0,00	7,48	5,4	403
300,0	0,0±0,00	0,0±0,00	0,0±0,00	0,0±0,00	7,46	5,3	384
350,0	0,0±0,00	0,0±0,00	0,0±0,00	0,0±0,00	7,42	5,3	359
400,0	0,0±0,00	0,0±0,00	0,0±0,00	0,0±0,00	7,42	5,0	334

OD – Oxigênio dissolvido e CE – Condutividade elétrica

Fonte: Autora (2025).

Nesse ensaio com o fenol, observou-se que para a obtenção da CL_{50} se faz necessária a avaliação de concentrações inferiores a 150 mg.L⁻¹ e concentração máxima de 300 mg.L⁻¹, pois acima desta concentração houve 100% de letalidade em 24h. Dessa forma, estes resultados direcionaram para um novo ensaio em concentrações entre 48,75 a 292,50 mg.L⁻¹, sendo os resultados apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Refinamento para determinação da CL_{50} de fenol.

Fenol (mg.L ⁻¹)	Planárias vivas (Média ± desvio padrão)				Parâmetros físico-químicos			
	24h	48h	72h	96h	pH	OD (mg.L ⁻¹)	CE (μS.cm ⁻¹)	T (°C)
0	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	7,44	5,4	480	25,3
48,75	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	7,58	5,2	448	25,0
97,50	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	7,68	5,0	436	24,8
146,25	5,0±0,00	4,8±0,44	4,8±0,45	4,8±0,44	7,68	4,9	428	24,8
195,00	4,0±1,22	3,4±1,14	2,6±1,14	2,4±1,34	7,68	4,8	409	24,8

243,75	1,4±0,54	0,0±0,00	0,0±0,00	0,0±0,00	7,63	4,6	389	24,8
292,50	0,2±0,44	0,0±0,00	0,0±0,00	0,0±0,00	7,62	4,5	366	25,3

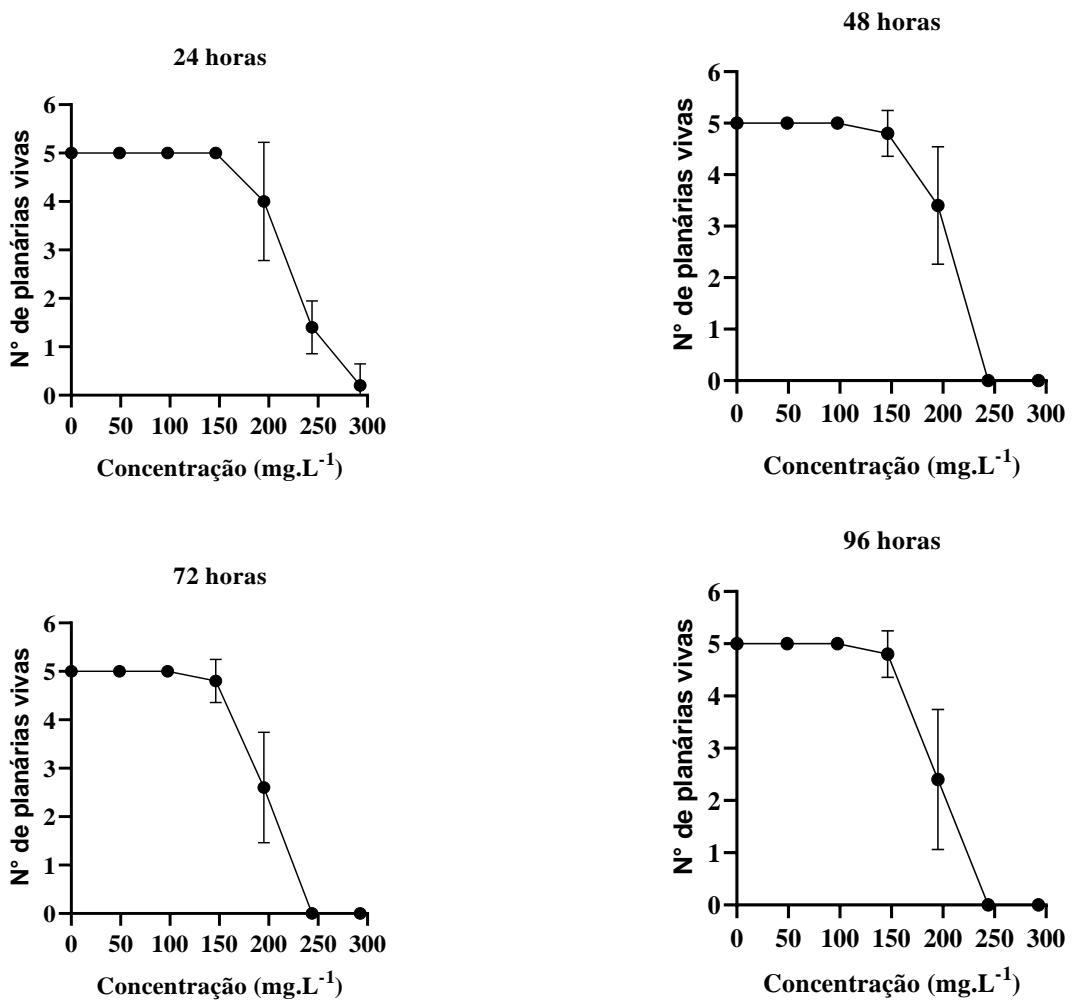
OD – Oxigênio dissolvido, CE – Condutividade elétrica e T – Temperatura.

Fonte: Autora (2025).

A Tabela 7 apresenta as médias de sobrevivência dos organismos expostos às diferentes concentrações de fenol. Nas concentrações mais elevadas foi observada mortalidade das planárias nas primeiras 24 horas. Após 48 horas, todas as planárias expostas às concentrações de 243,75 mg.L⁻¹ e 292,50 mg.L⁻¹ morreram.

Em relação aos parâmetros físico-químicos monitorados, as condições para os ensaios com fenol foram adequadas para a sobrevivência dos organismos. Na Figura 15 são apresentadas as análises estatísticas dos ensaios com fenol.

Figura 15 - Análise Estatística para determinação da CL₅₀ do fenol.



Fonte: Autora (2025).

Por meio das análises estatísticas foi determinada a CL_{50} de acordo com cada tempo de exposição (24, 48, 72 e 96h), esses valores são apresentados na Tabela 8, conforme um intervalo de confiança de 95%, assim como, os valores mínimos e máximos e o R^2 .

Tabela 8 – Determinação da CL_{50} para o fenol.

Tempo de Exposição (h)	CL_{50} (mg.L⁻¹)	Mín. – Máx. (mg.L⁻¹)	R^2
24	222,6	214,7 – 230,6	0,9327
48	199,5	191,4 – 207,6	0,9595
72	195,7	191,1 – 200,1	0,9595
96	194,0	187,0 – 198,8	0,9474

Fonte: Dados da Autora (2025).

Considerando o tempo de exposição total do ensaio (96h) foi obtido uma CL_{50} de 194,0 mg.L⁻¹ para o fenol. Todos os valores de R^2 foram próximo de 1, demonstrando que os dados se ajustaram bem à curva obtida.

Na concentração de fenol de 292,50 mg.L⁻¹, algumas planárias ficaram se contorcendo no instante em que foram expostas à solução. Em um estudo desenvolvido pelos autores Grebe e Schaeffer (1991) para avaliar o comportamento de planárias da espécie *Dugesia dorotocephala* expostas as concentrações de 1; 22; 43; 60 ml.L⁻¹ de fenol com tempo de exposição de 60 min, os pesquisadores obtiveram como respostas comportamentais: inquietação, espiralamento, torção da cabeça, mudança de forma, sinais nervosos, nado de cabeça para baixo, convulsões e outros efeitos.

Alguns desses efeitos observados pelos autores Grebe e Schaeffer (1991) empregando *Dugesia dorotocephala* também foram perceptíveis neste estudo utilizando a *G. tigrina*. Os mesmos autores concluíram que algumas respostas estavam correlacionadas com a concentração e com o tempo de exposição (GREBE E SCHAEFFER, 1991).

5.2 Determinação da CL_{50} de persulfato de sódio utilizando *Girardia tigrina*

Os resultados do teste preliminar com o PS, são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 – Ensaio preliminar com o persulfato de sódio.

PS (mg.L ⁻¹)	Planárias vivas (Média ± desvio padrão)				Parâmetros físico-químicos		
	24 h	48 h	72 h	96 h	pH	OD (mg.L ⁻¹)	CE (µS.cm ⁻¹)
150,0	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	7,49	6,2	585
200,0	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	4,5±0,71	7,48	6,1	630
250,0	5,0±0,00	5,0±0,00	5,0±0,00	4,0±0,41	7,49	6,0	658
300,0	4,5±0,71	4,5±0,71	4,5±0,71	3,0±0,00	7,43	5,7	684
350,0	5,0±0,00	5,0±0,00	4,0±1,41	3,0±0,00	7,35	5,6	712
400,0	5,0±0,00	5,0±0,00	4,0±1,41	2,5±0,71	7,32	5,4	741
450,0	5,0±0,00	4,5±0,71	4,0±0,00	0,5±0,71	7,27	6,0	665
500,0	5,0±0,00	4,0±1,41	2,5±2,12	0,5±0,71	7,21	6,0	737
550,0	5,0±0,00	4,5±0,71	2,0±0,00	0,0±0,00	7,18	5,7	764
600,0	5,0±0,00	5,0±0,00	2,5±0,71	0,5±0,71	7,11	5,7	779
650,0	5,0±0,00	3,5±2,12	1,0±1,41	0,0±0,00	7,05	5,7	809
700,0	5,0±0,00	1,5±0,71	0,0±0,00	0,0±0,00	6,94	5,5	840
750,0	5,0±0,00	2,5±3,53	1,0±1,41	0,0±0,00	6,83	5,4	865
800,0	5,0±0,00	2,5±0,71	0,5±0,71	0,0±0,00	6,68	5,3	889

OD – Oxigênio dissolvido e CE – Condutividade elétrica

Fonte: Dados da Autora (2025).

No decorrer do ensaio foi observado alguns efeitos acentuados nas planárias expostas às concentrações de 400,00 a 700,0 mg.L⁻¹, por exemplo, foi observado que alguns organismos perderam parte do corpo (cabeça e/ou cauda) antes da desintegração.

No ensaio preliminar as concentrações de 200,0 mg.L⁻¹ à 300,0 mg.L⁻¹ até 72h apresentaram morte de apenas um organismo, porém, a taxa de mortalidade aumenta consideravelmente no tempo de 96h.

Nas concentrações de 350,0; 400,0; 450,0; 500,0; 550,0; 600,0 e 650,0 mg.L⁻¹ em 48h não houve mortalidade de 50% dos organismos, e essa taxa aumentou lentamente até ao final do teste. Os parâmetros físico-químicos monitorados demonstraram que todos os organismos estavam em condições similares com poucas oscilações. As temperaturas das soluções mantiveram-se em 22 (± 1 °C).

Um novo ensaio com PS foi realizado com um número menor de concentrações, porém, com um maior número de repetições. Os resultados são apresentados na Tabela 10.

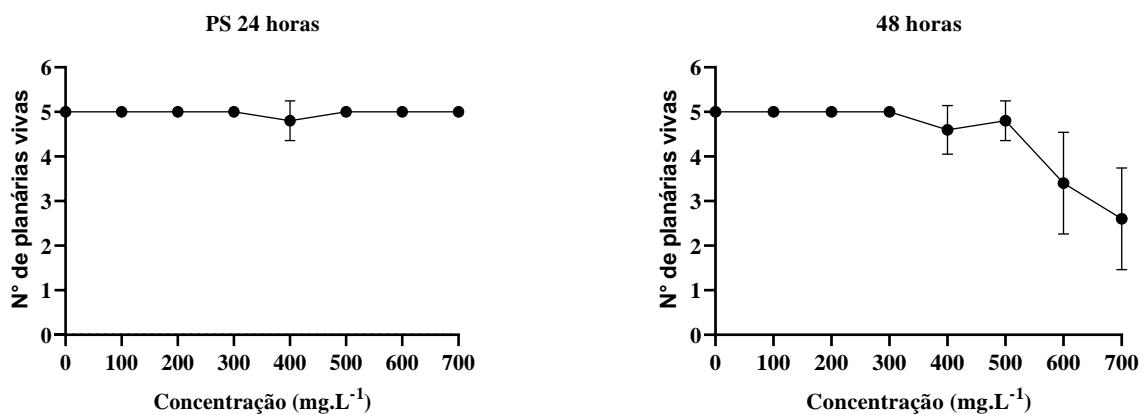
Tabela 10 - Refinamento para determinação da CL_{50} de persulfato de sódio.

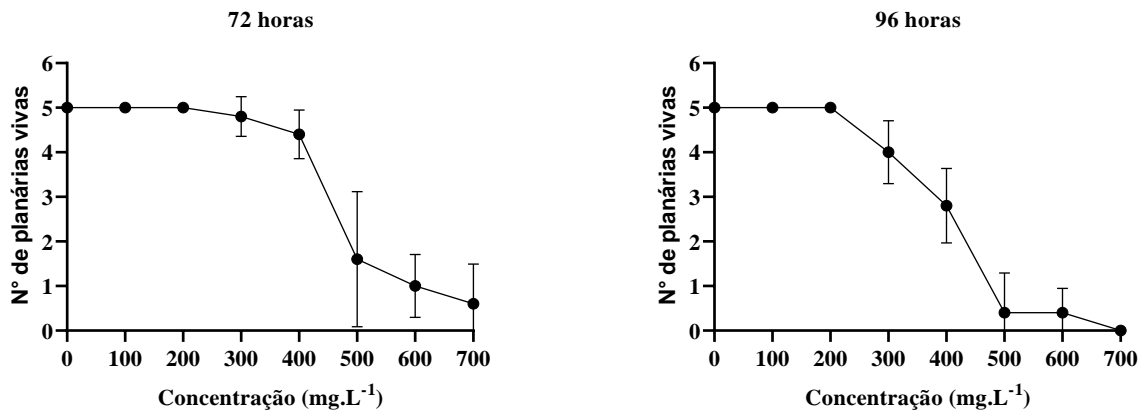
PS ($mg.L^{-1}$)	Planárias vivas (Média \pm desvio padrão)				Parâmetros físico-químicos			
	24h	48h	72h	96h	pH	OD ($mg.L^{-1}$)	CE ($\mu S.cm^{-1}$)	T °C
0	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	7,05	6,5	594	21,2
100,0	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	7,62	6,1	639	20,9
200,0	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	7,54	5,8	668	20,8
300,0	5,0 \pm 0,00	5,0 \pm 0,00	4,8 \pm 0,44	4,0 \pm 0,71	7,40	5,7	705	20,5
400,0	4,8 \pm 0,44	4,6 \pm 0,54	4,4 \pm 0,54	2,8 \pm 0,83	7,23	5,6	746	20,3
500,0	5,0 \pm 0,00	4,8 \pm 0,44	1,6 \pm 1,51	0,4 \pm 0,89	7,02	5,6	780	20,1
600,0	5,0 \pm 0,00	3,4 \pm 1,14	1,0 \pm 0,71	0,4 \pm 0,54	6,94	5,8	814	20,1
700,0	5,0 \pm 0,00	2,6 \pm 1,14	0,6 \pm 0,89	0,0 \pm 0,00	6,69	5,6	853	19,9

OD – Oxigênio dissolvido e CE – Condutividade elétrica

Fonte: Dados da Autora (2025).

Nas concentrações de 100 $mg.L^{-1}$ e 200 $mg.L^{-1}$ não houve mortalidade dos organismos até o tempo de exposição de 96h. A partir da concentração de 400,0 $mg.L^{-1}$ observou-se um aumento significativo na taxa de mortalidade após 96h, sendo observada mortalidade de 100% na concentração de 700,0 $mg.L^{-1}$. Na Figura 16 é apresentada a análise estatística dos dados para obtenção da CL_{50} de PS.

Figura 16 - Análise Estatística para determinação da CL_{50} de persulfato de sódio.



Fonte: Dados da Autora (2025).

Na Tabela 10 é apresentado também os valores dos parâmetros medidos no início do ensaio, demonstrando que os parâmetros físico-químicas foram adequados para a sobrevivência das planárias. Entretanto, neste ensaio nota-se que, a CE aumentou de acordo com o aumento da concentração de PS, contrário do que ocorreu com o ensaio com o fenol, que diminui com o aumento da concentração.

De acordo com a CETESB em seu Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, apêndice C, a CE nada mais é do que a capacidade da água em conduzir eletricidade, o qual está relacionado com a concentração de íons presentes. Esses íons dissolvidos são condutores elétricos, ou seja, se aumenta a concentração de sais na água, por consequência aumenta a CE (DAS RAJIB et al., 2005).

Portanto, os valores da CE obtidos no ensaio com PS indicam que o reagente aumentou a concentração de íons dissolvidos em solução, já que ele é um sal ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$). O fenol é um composto com baixa condutividade elétrica, com isso a variação da CE das soluções dependia, predominantemente, do volume utilizado do meio ASTM, consequentemente, em concentrações mais diluídas de fenol os valores de CE foram mais elevados.

A Tabela 11 apresenta os valores da CL_{50} para os tempos de exposição em que houve mortalidade (48, 72 e 96h) com intervalo de confiança de 95%, além dos valores mínimos e máximos e o R^2 .

Tabela 11 - Determinação da CL_{50} para persulfato de sódio.

Tempo de Exposição (h)	CL_{50} (mg.L ⁻¹)	Mín. – Máx. (mg.L ⁻¹)	R ²
48	701,7	661,9 – 782,3	0,6420
72	477,8	452,3 – 501,1	0,8617
96	396,4	374,4 – 417,2	0,9265

Fonte: Dados da Autora (2025).

O valor de R^2 no tempo de exposição de 48h, demonstra que os dados obtidos não se ajustaram bem a curva de dose-resposta de inibição. Uma curva de dose-resposta padrão geralmente assume uma forma sigmoide, como pode ser melhor observada nos tempos de exposição de 72 e 96h, em que são observadas: a linha de resposta base (bottom), a inclinação (Hill slope), a concentração média (CE_{50}) a resposta máxima (MINHO et al., 2016).

Neste ensaio nas concentrações entre 400,00 – 700,0 mg.L⁻¹ foi observado que algumas planárias permaneceram muito tempo imóveis mesmo sendo estimuladas, outras apresentaram deslizamento mais lentos e perda de coloração (parcial/total) em decorrência da perda do tecido externo (Figura 17), as planárias mais claras estavam fisicamente mais sensíveis aos estímulos. Nas concentrações de 500,0; 600,0 e 700,0 mg.L⁻¹ algumas planárias estavam com a parte inferior virada para cima e se contorcendo.

Figura 17 - Planária controle (A) e Planária com persulfato de sódio (B).

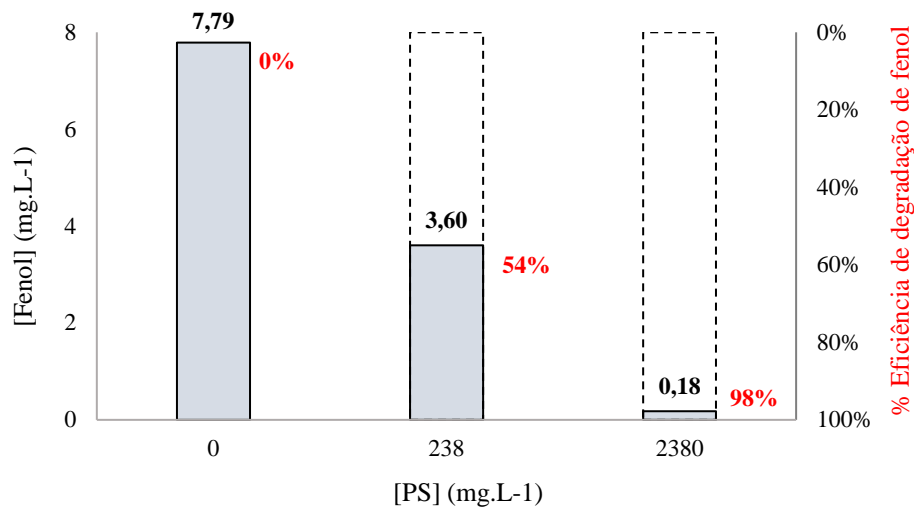
Fonte: Autora (2025).

Nesse ensaio com planárias foi avaliado o efeito agudo dos reagentes fenol e PS de forma isolada, com a finalidade de investigar a CL_{50} dos reagentes. Esta informação é importante porque há poucos dados na literatura referentes a avaliação da ecotoxicidade desses dois compostos na literatura. Além disso, os resultados da CL_{50} dos reagentes isolados serviriam como referência para os ensaios oxidativo do tipo SR-POA.

5.3 Ensaio de degradação do fenol com persulfato de sódio fotoativado por radiação solar

A eficiência de degradação do fenol por PS fotoativado por radiação solar pode ser observada na Figura 18.

Figura 18 - Degradação de fenol por persulfato de sódio fotoativado por radiação solar.



Fonte: Dados da Autora (2025).

Na Figura 18 é destacado em vermelho a eficiência de degradação do fenol pelo PS e também do fenol exposto a radiação solar sem a presença do PS. A exposição do fenol à radiação solar foi realizada como controle e pode demonstrar que a radiação solar não dispõe de energia suficiente para degradá-lo.

O sol emite radiações Ultravioleta (UV), Visível e Infravermelho, sendo a UV, a radiação com menor comprimento de onda e a mais energética, o que lhe confere maior capacidade de promover reações fotoquímicas (FLOR, DAVOLOS E CORREA, 2007; BIHAIM et al., 2023). A radiação UV pode ser dividida em três faixas de comprimento de onda: UVA (320 – 400 nm), UVB (280 – 320 nm) e UVC (100 – 280 nm) (YOUNG, CLAVEAU e ROSSI, 2017). A radiação UVA é a menos energética e a mais abundante na superfície terrestre; a radiação UVB, é bloqueada pelo ozônio estratosférico, e por isso, apenas 5% atinge a terra; a radiação UVC, é a mais energética, no entanto, não chega à superfície devido as reações fotoquímicas com o oxigênio estratosférico (BARON e SUGGS, 2014; YOUNG, CLAVEAU e ROSSI, 2017).

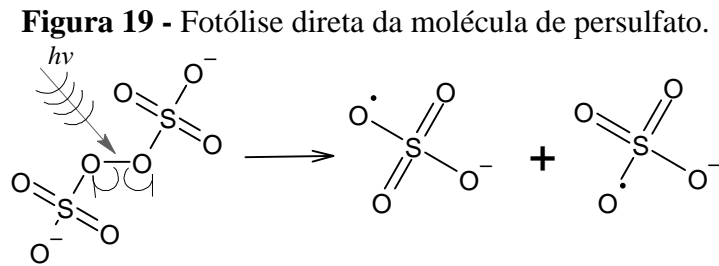
Entretanto, alguns estudos tem relatado a degradação desse composto pela radiação ultravioleta proveniente de luz artificial (lâmpada) na região do UVC utilizando um fotorreator. O autor Firoozi et al. (2023) acoplaram uma lâmpada UVC (254 nm) como fonte de radiação em um fotorreator e obtiveram a degradação de 23% da concentração de fenol em água, após 30 min de exposição. Enquanto, que os autores Olmez-Hanci e Arslan-Alaton (2013) obtiveram 60% de eficiência de degradação do fenol em 120 min de exposição à radiação UVC.

Os resultados obtidos por esses autores não apresentaram uma alta taxa de degradação mesmo com exposição de 2 horas, neste caso seria necessária uma exposição do fenol por um longo período para que se alcançasse uma maior eficiência do processo, o que tornaria o tratamento mais caro e demorado, já que a fonte de radiação não é natural. Portanto, ambos os trabalhos atestam que é possível degradar o fenol por radiação, desde que se empregue o comprimento de onda mais energético, ou seja a radiação na região do UVC.

Na mesma Figura é apresentado a eficiência da degradação do fenol por PS fotoativado por radiação solar em diferentes concentrações do oxidante, esses dois ensaios confirmam que a degradação desse composto remete a presença dos radicais ânions sulfato provenientes da fotoativação do PS. Porém, a combinação PS + radiação solar apresentou a melhor eficiência (98%) na concentração de 2380 mg.L⁻¹, reduzindo a concentração de 7,79 mg.L⁻¹ para 0,18 mg.L⁻¹. Resultados similares foram obtidos por Silva (2025) nas mesmas condições.

Essa diferença de eficiência de degradação já era esperada, considerando as duas combinações. Desta forma, quando a concentração do oxidante aumenta e mantem-se a do contaminante fenol, automaticamente se tem um aumento da concentração dos SO₄^{•-} em solução, o qual pode reagir com mais moléculas de fenol. De acordo com Olmez-Hanci e Arslan-Alaton (2013), com o aumento da concentração do oxidante paralelamente se tem o aumento da eficiência de degradação do fenol e ainda ressaltam que há uma concentração ideal para degradação desse composto utilizando o persulfato (pico máximo de degradação do composto), porém em seu estudo esse pico não foi identificado, isso em concordância com a faixa de concentrações estudada por eles.

A alta taxa de degradação de fenol pode ser justificada pela presença do radical HO[•], pois de acordo com Arslan et al. (2023) o PS quando ativado, além de gerar o SO₄^{•-} também pode gerar outras espécies reativas como o HO[•]. Miserli et al. (2022) ressalta que as espécies formadas irão depender do sistema e dos mecanismos de ativação empregado. De acordo com Yang, Zhu e Dionysiou (2021), quando PS é ativado pela radiação solar ocorre a quebra homolítica da ligação peróxido (O-O) da molécula de PS, gerando dois radicais ânion sulfato, devido a simetria da molécula, como é apresentado na Figura 19.



Fonte: Autora (2025).

Wang e Wang (2018) destacam que a fotólise da molécula de água (Equação 7) pela radiação solar também pode ativar a molécula de PS por condução de elétrons (Equação 8).



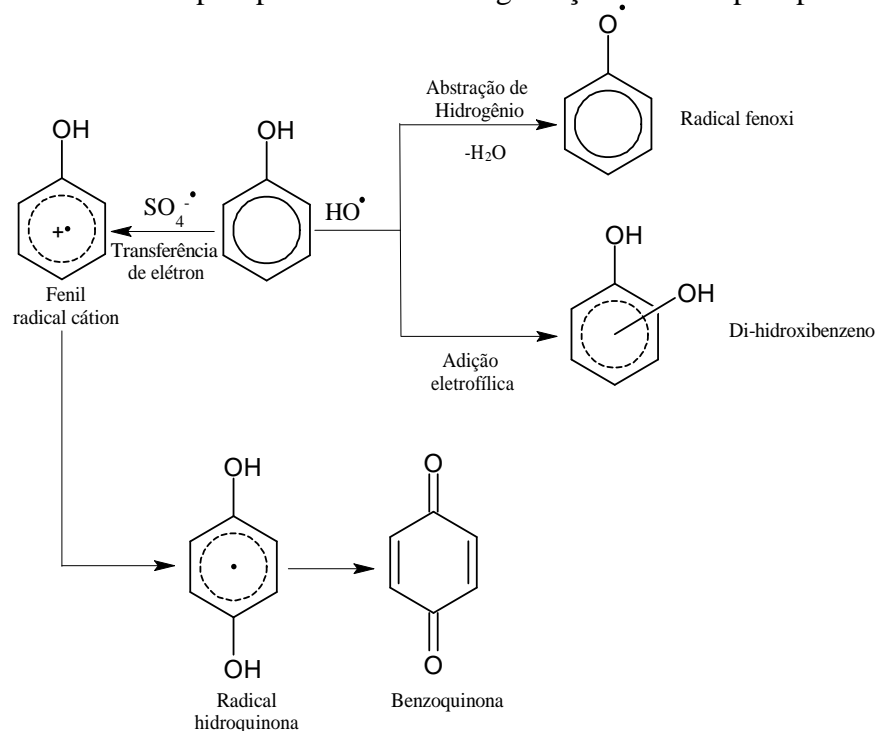
O radical ânion sulfato pode reagir diretamente com o contaminante como também com a água e o íon hidróxido (HO^-) gerando o radical HO^\bullet , que é um outro oxidante forte (Equações 9 e 10) (WANG e WANG, 2018).



É importante elucidar que a quantidade de HO^\bullet formado nesse tipo SR-POAs é dependente do pH. De acordo com Dhaka et al. (2017), em condições mais ácidas e neutras há uma predominância do radical $\text{SO}_4^{\bullet-}$, enquanto que em condições com pH mais alcalinos, observa-se uma maior formação do OH^\bullet . Silva et al. (2025) identificaram os radicais formados em solução no sistema SR-POA, para isso usaram o reagente isopropanol (IPA) e comprovaram a formação dos radicais $\text{SO}_4^{\bullet-}$ e OH^\bullet em solução. Portanto, ambos os radicais $\text{SO}_4^{\bullet-}$ e o HO^\bullet estão presentes na solução podendo assim aumentar a eficiência do processo de degradação de moléculas orgânicas (BERTAGI et al., 2021).

Mei et al. (2019) destaca que as reações químicas iniciadas por essas duas espécies são capazes de degradar contaminantes fenólicos em fase aquosa, incluindo o fenol. Na Figura 20 são apresentados os principais intermediários decorrentes da degradação do fenol pelas espécies radicalares $\text{SO}_4^{\bullet-}$ e HO^\bullet .

Figura 20 – Principais produtos da fotodegradação do fenol pelo persulfato:



Fonte: Adaptado Bertagi et al. (2021).

Villota et al. (2014) esclarece que para a completa mineralização do fenol pelo POA, a reação tem possibilidade de passar por vias que formam diferentes intermediários de oxidação. Desta forma, os autores Olmez-Hanci e Arslan-Alaton (2013) ressaltam que é interessante a identificação dos subprodutos de degradação de moléculas orgânicas, o que pode facilitar na escolha do tipo de processo, e assim, prever quais substâncias químicas serão lançados diretamente no meio ambiente após ao método de degradação.

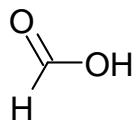
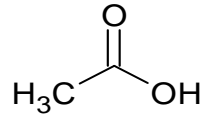
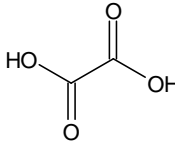
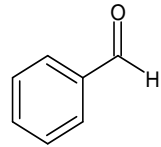
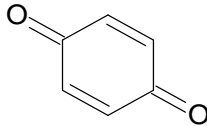
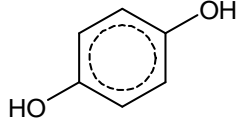
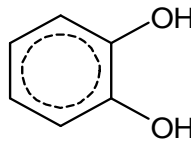
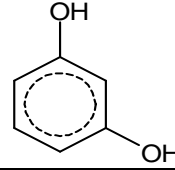
No estudo de Bar-Niv et al. (2022) o tratamento com o POA (UV- H_2O_2) para degradação do fenol em um reator em batelada, gerou anéis aromáticos, como a hidroquinona os quais sequencialmente foram convertidos em quinona e outros metabólitos secundários. Segundo Villota et al. (2014) na etapa inicial da oxidação do fenol esses compostos aromáticos podem contribuir para o aumento da toxicidade, tornando-se mais tóxico que o fenol, mas dependendo das condições reacionais os mesmos são convertidos em ácidos carboxílicos que são mais biodegradáveis.

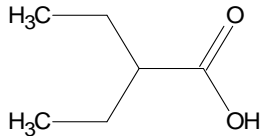
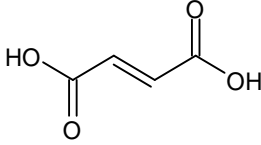
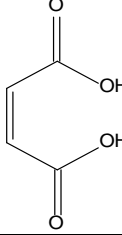
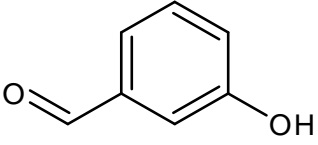
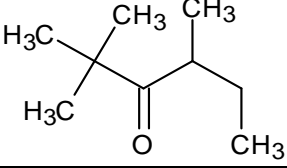
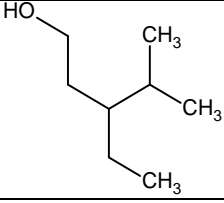
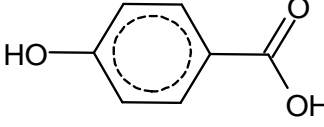
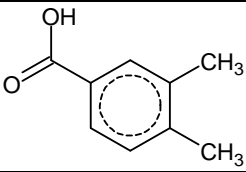
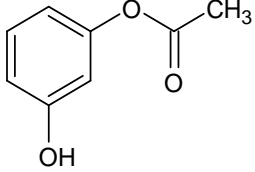
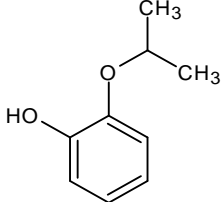
Com o intuito de identificar esses produtos intermediários gerados da degradação do fenol por $\text{SO}_4^{\cdot-}$ como também pelo HO^{\cdot} ativado por UVC, os autores Olmez-Hanci e Arslan-Alaton (2013) utilizaram as técnicas de cromatografia de alta eficiência (HPLC) e da cromatografia gasosa acoplada á espectrometria de massas (GC-MS) em diferentes intervalos

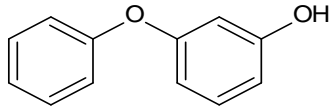
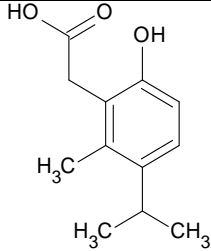
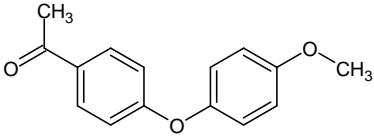
de tempo (0, 2, 5, 10, 20, 30, 60 min). Os autores ainda afirmam que os subprodutos aromáticos gerados são clivados formando ácidos carboxílicos (maleico, mucônico e fumárico) e aldeídos.

Na Tabela 13 são descritos os intermediários formados nos dois tipos de POAs com suas respectivas fórmulas química, estrutural e o peso molecular.

Tabela 13: Produtos intermediários formados durante a degradação do fenol por $\text{SO}_4^{\cdot-}$ e HO^{\cdot} ativado por radiação UVC.

Intermediário	Fórmula estrutural	Fórmula química e Peso molecular ($\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$)	$\text{SO}_4^{\cdot-}$	HO^{\cdot}
Ácido fórmico		CH_2O_2 (46)	×	×
Ácido acético		$\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$ (60)	×	×
Ácido oxálico		$\text{C}_2\text{H}_2\text{O}_4$ (90)	×	×
Benzaldeído		$\text{C}_7\text{H}_6\text{O}$ (106)	×	×
Benzoquinona		$\text{C}_6\text{H}_4\text{O}_2$ (108)	×	×
Hidroquinona		$\text{C}_6\text{H}_6\text{O}_2$ (110)	×	×
Catecol		$\text{C}_6\text{H}_6\text{O}_2$ (110)		×
Resorcinol		$\text{C}_6\text{H}_6\text{O}_2$ (110)		×

Dietil, ácido acético		$C_6H_{12}O_2$ (116)	×	
Ácido fumárico		$C_4H_4O_4$ (116)	×	×
Ácido maleico		$C_4H_4O_4$ (116)	×	×
3-hidroxi,benzaldeído		$C_7H_6O_2$ (122)	×	×
2,2-dimetil,3-hexanona		$C_8H_{16}O_2$ (128)		×
2-etil-4 metil, ácido benzóico		$C_8H_{18}O$ (130)		×
Ácido p-hidroxibenzóico		$C_7H_6O_3$ (138)	×	
3,4-dimetil, ácido benzóico		$C_9H_{10}O_2$ (150)		×
Acetato de mono resorcinol		$C_8H_8O_3$ (152)		×
2-Isopropilfenol		$C_9H_{12}O_2$ (152)		×

3-Fenoxifenol		$C_{12}H_{10}O_2$ (186)	×	
Fenol,5-metil-2-(1-metiletil)-acetato		$C_{12}H_{16}O_2$ (192)		×
1-(4-(4-metoxifenoxi)fenil)etanona		$C_{15}H_{14}O_3$ (242)	×	×

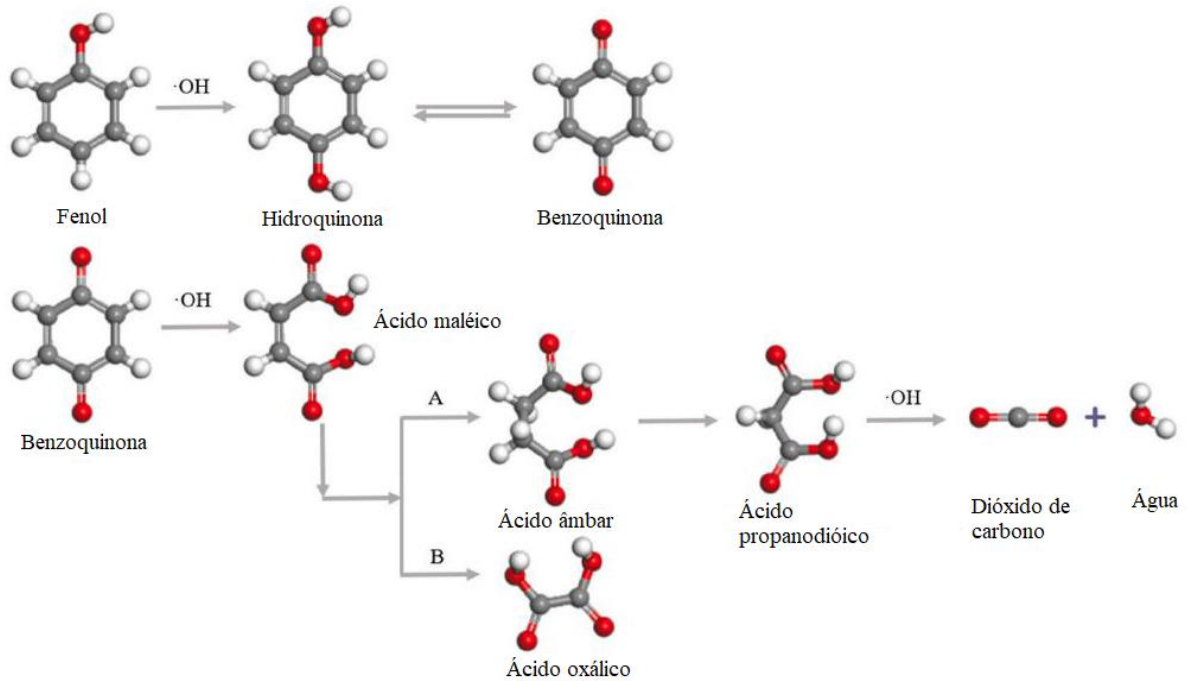
Fonte: Adaptado de Olmez-Hanci e Arslan-Alaton (2013).

A Tabela 13, apresentada os compostos gerados na degradação do fenol tanto pelo $SO_4^{\cdot-}$ como também pelo HO^{\cdot} . Com isso, é interessante supor que alguns dos compostos gerados especificamente no HR-POA/UVC podem ter sido formados também em algum momento da degradação do fenol utilizando o $SO_4^{\cdot-}$ mesmo que em baixas concentrações, pois quando se emprega o SR-POA há possibilidade de formar o HO^{\cdot} conforme discutido anteriormente. Entretanto, um outro ponto importante em relação aos intermediários formados a se considerar é o tipo de POA e o tipo de oxidante.

Kavian et al. (2024) utilizaram a técnica GC-MS para investigar os produtos formados no POA do tipo Fenton e foto-Fenton combinado com plasma frio de descarga de barreira dielétrica (DBDP-Fenton/foto-Feton) com a finalidade de remover o composto fenol de efluente sintético. Os resultados demonstraram que o processo gerou o ácido fórmico, ácido acético, ácido oxálico, p-Benzoquinona, catecol, hidroquinona, além de forma o ácido malônico, Cis,cis-muconato e 1,2,4-Benzenotriol e também o próprio contaminante fenol.

Segundo Xu et al. (2024) em sua investigação identificaram como subprodutos intermediários da degradação do fenol por oxidação catalítica ultravioleta-eletrouímica os compostos o-difenol, p-difenol, ácido cis-butenediólico, ácido butaneidioico, ácido glicólico, benzoquinona, ácido malônico e outros. De forma geral, todos estes trabalhos demonstraram que há várias possibilidades de formar diferentes compostos químicos decorrentes da oxidação do fenol, porém a benzoquinona parece ser um composto comum entre todos eles. Na Figura 21 é apresentada a via de degradação de fenol por HO^{\cdot} .

Figura 21: Visão geral da oxidação catalítica ultravioleta-eletrouímica do fenol por HO^{\cdot} .



Fonte: Adaptado Xu et al. (2024).

De acordo com Luis et al. (2009) e Xu et al. (2024) primeiramente o fenol é degradado em compostos aromáticos, os quais são oxidados pelos grupos reativos presente em solução, abrindo o anel benzênico, conforme a reação acontece, são gerados compostos com cadeias carbônicas ainda menores ao ponto que essas moléculas orgânicas oxidam para formar o CO_2 e H_2O em solução.

É importante ressaltar que o ensaio empregando o PS na concentração de $238 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para degradação do fenol, apresentou eficiência de 54%, possibilitando a aplicação desta configuração como pré-tratamento de processos sequenciais de tratamento, ou seja, que envolvem mais de um processo.

Segundo Bar-Niv et al. (2022) a combinação de métodos físico-químico com o tratamento biológico com a finalidade de degradar moléculas orgânicas, pode superar os pontos negativos de cada processo quando empregado isoladamente. Os autores também afirmam, que a combinação pode reduzir tempo, energia e produtos químicos, além de aumentar os níveis de segurança da qualidade da água, no que se refere a quantidade de substâncias químicas utilizadas e aos subprodutos (metabólitos secundários) decorrente da oxidação.

Um outro ponto peculiar observado no decorrer da investigação foi a mudança de coloração da solução. Na Figura 22 são apresentadas as amostras isoladas dos reagentes PS e fenol como também o fenol combinado com PS. Nas garrafas 1, 2 e 4 estão as amostras dos reagentes PS ($238 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), PS ($2380 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e fenol ($7,79 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), enquanto que nas garrafas

3 e 5 estão as amostras da combinação de fenol/PS (2380 mg/L⁻¹) e fenol/PS (238 mg/L⁻¹), respectivamente, com tempo de exposição à radiação solar de 1 hora.

Figura 22: Amostras de persulfato, fenol e fenol/persulfato expostas ao sol.



Fonte: Autora (2025).

Nota-se que nas garrafas 3 e 5 as soluções mudaram da cor transparente para a cor marrom, essa mudança de coloração é bem mais perceptível na combinação de fenol/PS (2380 mg.L⁻¹)/sol, indicando que a reação de fotodegradação do fenol estava ocorrendo. De acordo com Kaviani et al. (2024) a mudança de coloração da solução de transparente para amarelo claro e por fim para marrom, é um indicativo da formação da hidroquinona.

Os autores Mijangos, Varona e Villota (2006) investigaram a mudança na coloração que ocorre na degradação do fenol pelo sistema Fenton e descobriram que a p-benzoquinona de coloração amarela se mistura a hidroquinona (incolor) dando origem a uma coloração marrom, demonstrando que ocorreu interação intermoleculares entre as quinonas e anéis di-hidroxilados.

De acordo com Lin, Liang e Chen (2011), a intensidade da cor está muito relacionada com a concentração tanto do fenol como também do oxidante e o tempo de exposição. Os autores observaram na razão molar de 84/0,5 mM (PS/fenol/UVC) nos primeiros 20 min a cor marrom é intensa, a qual clareia ao longo do tempo até ficar na tonalidade de amarelo-claro, enquanto que na razão de 8,4/5 mM (PS/fenol/UVC) permaneceu marrom escuro.

Para Mijangos, Varona e Villota (2006) a mudança de coloração é um indicativo de que os intermediários tenham sido formados em solução, com isso é provável que a intensidade visualizada esteja relacionada com os compostos gerados durante o processo de degradação. Luis et al. (2011) descrevem que a coloração marrom durante a oxidação do fenol pode desaparecer ou aumentar a intensidade, isso vai depender das condições e do processo.

Silva et al. (2025) afirma que em seu estudo do processo SR-POA (fenol/PS/Sol) além do escurecimento da solução, notou-se também turbidez da solução, a precipitação dos

compostos formados. Villota et al. (2014) afirmam que os intermediários formados na oxidação do fenol podem aumentar a turbidez da solução e destacam que a dosagem do oxidante, do catalisador e do próprio contaminante podem influenciar nos níveis de turbidez. Os autores também consideram que os compostos que influenciam na turbidez são diferentes dos que causam a mudança de cor da solução e afirmam que os intermediários di-hidroxilados e as quinonas contribuem para essa variação de turbidez, mas outros compostos podem estar envolvidos.

As amostras de PS (238 mg.L⁻¹ e 2380 mg.L⁻¹) e de fenol visualmente não demonstraram mudança na coloração. Porém, os autores Lin, Liang e Chen (2011) notaram uma suave mudança na coloração do fenol/UVC. Portanto, os estudos citados elucidam que quando se trata da degradação do fenol pelo o POA há tendência da solução mudar de cor, devido aos intermediários coloridos formados no sistema.

Assim, o ensaio de degradação confirmou a eficiência do SR-POAs (PS + radiação solar) para degradação do fenol, entretanto, a realização dos ensaios ecotoxicológicos são necessários para avaliar se o fenol degradado se torna mais ou menos tóxicos após este tratamento. Esta dúvida é justificada pois a oxidação do fenol por qualquer tipo de POA pode gerar vários subprodutos em solução, os quais apresentarão toxicidade diferente do fenol.

5.4 Avaliação ecotoxicológica com *Vibrio fischeri*

Os ensaios com o bioindicador *V. fischeri* avaliaram a toxicidade do fenol degradado por PS + radiação solar, nas concentrações de 238 e 2380 mg.L⁻¹, além da toxicidade individual dos reagentes (fenol e PS). Esse ensaio avalia a toxicidade das amostras por meio da porcentagem de inibição da intensidade de luz emitida pela bactéria bioluminescente, isto é, quanto maior o valor da % de inibição obtido no teste, maior a toxicidade da amostra. Os resultados são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Ecotoxicidade de fenol, persulfato de sódio e fenol degradado por PS + radiação solar, utilizando o bioindicador *Vibrio fischeri*.

Fenol residual (mg.L ⁻¹)	PS adicionado (mg.L ⁻¹)	% de inibição
7,79	0	18,44
3,60	238	42,67
0,18	2380	24,67
0	2380	28,27
0	238	16,61

Fonte: Dados da Autora (2025).

Na Tabela 12, tanto os ensaios dos reagentes isolados, como os ensaios combinados, foram capazes de inibir a capacidade de bioluminescência da bactéria *V. fischeri*.

Porém, foi possível observar que as bactérias expostas aos reagentes fenol e PS (238 mg.L⁻¹) apresentaram inibição de 18,44% e 16,61%, respectivamente, ou seja, não apresentaram toxicidade, pois de acordo com o método utilizado, porcentagens de inibição inferiores a 20% não denotam toxicidade a amostra.

O ensaio com o fenol degradado por PS (238 mg.L⁻¹) + radiação solar apresentou a maior % inibição de todas as amostras testadas (42,67%). A combinação com o fenol degradado por PS (2380 mg.L⁻¹) + radiação apresentou inibição de 24,67%, ou seja, inferior a amostra com concentração de PS dez vezes maior. Esse comportamento pode ser explicado pela degradação parcial do fenol e a possibilidade de formação de subprodutos.

Luis et al. (2011) obtiveram resultados parecidos, utilizando a bactéria *Vibrio fischeri* e o sistema H₂O₂/UVC para a degradação do fenol. Os autores observaram que o tempo de reação aumentou o nível de toxicidade da amostra o que poderia estar correlacionado com o decaimento do pH por causa da formação dos ácidos orgânicos. Porém, concluíram que houve uma variação de pH em todos os casos e a toxicidade variou com a dosagem do oxidante, sendo que a toxicidade do produto de oxidação diminui conforme o aumento da dosagem do H₂O₂. Portanto, em concentrações mais altas do oxidante, houve uma diminuição da toxicidade, e em dosagens mais baixas propensas a formar estruturas tóxicas. O contrário ocorreu quando o bioindicador de toxicidade do solo *Eisenia fetida* foi utilizado.

Comparando a amostra apenas com fenol e as duas combinações com PS (238 mg.L⁻¹)/(2380 mg.L⁻¹) + radiação solar, é possível observar que as combinações apresentaram maior efeito inibitório ao *V. fischeri*. No estudo de Bar-Niv et al. (2022) utilizando outra combinação de POA (UV-H₂O₂) para degradação de altas concentrações de fenol também foi observado um comportamento similar. Os ensaios ecotoxicológico com *Artemia salina* apresentaram 100% de mortalidade dos organismos para os ensaios com fenol tratado com POA, enquanto a amostra de fenol não tratado apresentou mortalidade de aproximadamente 7%.

As porcentagens de inibição de 28,27% para PS (2380 mg.L⁻¹) e 24,67% para fenol degradado por PS (2380 mg.L⁻¹) + radiação solar, demonstram que a dosagem de PS deve ser reduzida para que sejam alcançadas porcentagens de inibição inferiores a 20%. Para isso, dosagens abaixo de PS (2380 mg.L⁻¹) podem ser avaliadas, visando eficiência de degradação de fenol próxima a 98%.

Segundo Luis et al. (2011) o surgimento de coloração na solução da degradação fenol/H₂O₂/UVC e fenol/H₂O₂/Fe devido a formação dos intermediários coloridos (grupos aromáticos) parece não favorecer o aumento da toxicidade para o organismo *Vibrio fischeri*.

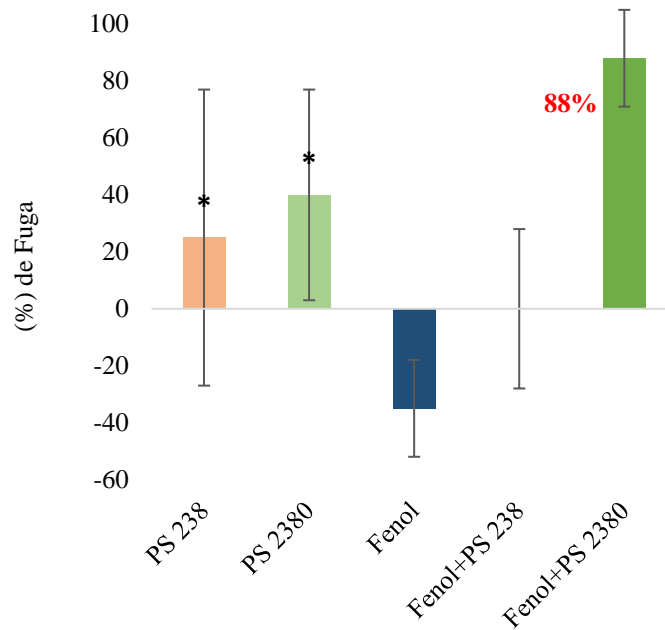
5.5 Avaliação ecotoxicológica com *Eisenia fetida*

O ensaio de fuga com *E. fetida* foram realizados com as amostras apresentadas na Tabela 12 e os resultados são apresentados na Figura 21. O ensaio controle/controle foi realizado apenas para fins de avaliação de homogeneidade do SAT, o qual teve uma média de fuga de 40%.

A amostra de fenol e fenol + 238 mg.L⁻¹ de PS não apresentaram diferença em relação ao controle, de acordo com o teste exato de Fischer, o que indica que não apresentaram toxicidade à espécie. No entanto, essa resposta não elimina a necessidade de ensaios crônicos, pois de acordo com Brown e Domínguez (2010), as substâncias químicas em muitos casos podem provocar algumas respostas de imediato e perceptíveis, mas outras podem surgir efeitos mais brandos, que indiretamente podem refletir ao longo do tempo e da cadeia alimentar.

Nos ensaios com PS isolado (238 mg.L⁻¹ e 2380 mg.L⁻¹) e fenol + PS 2380 mg.L⁻¹, puderam ser observados o comportamento de fuga. Sendo o tratamento fenol + PS 2380 mg.L⁻¹ o que apresentou maior toxicidade para *E. fetida*, conferindo porcentagem de fuga de 88%, ou seja esses organismos preferiram o solo controle em vez do solo contaminado.

Figura 21 - Resposta de fuga após a degradação de fenol com persulfato de sódio + radiação solar e dos reagentes isolados.



Teste exato de Fisher usado para verificar se a diferença observada foi estatisticamente significativa ($P < 0,05$).

*Denota fuga significativa em comparação com o controle no teste de Fisher, PS 238 com $P = 0,0223$; PS 2380 com $P = 0,0005$; Fenol + PS 238 = 1,000 e Fenol + PS 2380 com $P = 0,0001$.

Fonte: Dados da Autora (2025).

O comportamento de fuga dos organismos em relação ao solo teste, é um indício que o meio possui suas funções limitadas para a sobrevivência desses organismos terrestres, tendo assim uma redução da população e por consequência o restringimento dos benefícios que as minhocas proporcionam a fauna edáfica. Segundo Vidal et al. (2023) as minhocas afetam a estrutura e as propriedades físicas e químicas do solo, desta maneira sua ausência prejudica a fertilidade do solo, os ciclos biogeoquímicos, a reciclagem dos nutrientes (macro e micro) e consequentemente no crescimento e desenvolvimento de plantas.

De acordo com Luis et al. (2011), a mistura dos produtos intermediários, os possíveis efeitos sinérgicos entre os intermediários formados, a coloração e a turbidez podem complicar a investigação quanto a toxicidade do fenol tratado, pois a toxicidade da mistura pode ser a soma de todos esses fatores.

6. CONCLUSÃO

Na etapa inicial da investigação empregando o organismo *Girardia tigrina*, foi possível obter os valores das CL_{50} empregando o fenol ($194,00 \text{ mg.L}^{-1}$) e o persulfato ($396,40 \text{ mg.L}^{-1}$) isoladamente no tempo de exposição de 96h.

Isso significa que esses valores poderão auxiliar nas tomadas de decisão quanto ao surgimento de novas diretrizes para o controle da qualidade da água e o lançamento de efluentes bruto e tratado no meio ambiente, além de se tornarem base para futuras investigações ecotoxicológicas, visto que ambos os reagentes vêm sendo muito utilizado em diferentes atividades industriais.

O ensaio de degradação comprovou que o persulfato de sódio ativado por radiação solar pode degradar o fenol em amostras sintéticas. Sendo a melhor eficiência das combinações de fenol/PS/sol alcançada na concentração de PS de 2380 mg.L^{-1} , obtendo uma eficiência de 98%, enquanto, na dosagem de 238 mg.L^{-1} de PS foi obtida a eficiência de 53%, ambas após 6 horas de exposição à radiação solar com intensidade média de 860 Wm^{-2} .

Entretanto, ambas as combinações possibilitaram a formação de vários intermediários em solução, os quais estão relacionados com a mudança de cor e aumento da turbidez da solução, se assemelhando com os outros tipos de POAs empregados para a degradação desse composto.

As avaliações ecotoxicológicas do fenol degradado utilizando a bactéria *Vibrio fischeri* e a minhoca *Eisenia fetida* demonstraram que a concentração de PS 2380 mg.L^{-1} é muito elevada, e poderia impactar negativamente em ecossistemas aquáticos e terrestres.

Com isso para testes futuros há necessidade de reduzir a dosagem de PS (2380 mg.L^{-1}) e aumentar o tempo de exposição à radiação solar com a finalidade de diminuir os impactos do tratamento proposto, porém sem reduzir a eficiência de degradação do fenol.

Os resultados obtidos neste estudo demonstram que as avaliações ecotoxicológicas são parâmetros fundamentais e indispensáveis, se tratando de métodos de tratamento de efluentes que tem como princípio a transformação química dos contaminantes. Desta forma, essas avaliações permitem prever riscos ambientais e principalmente reformular dosagens para que sua aplicação se torne segura.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBAS, M.; ADIL, M.; EHTISHAM-UL-HAQUE, S.; MUNIR, B.; YAMEEN, M.; GHAFAR, A.; SHAR, G. A.; TAHIR, A.; IGBAL, M. *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review. **Sci. of the Tot. Envir.**, v. 626, p. 1295–1309, 2018. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,scitotenv,2018,01,066> >. Acesso em: 22 jan. 2024.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR/ISO 16387**: qualidade do solo: efeitos de poluentes em Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.): determinação de efeitos sobre reprodução e sobrevivência. Rio de Janeiro, 2012.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 17512-1/2011**: qualidade do solo: ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento: parte 1: ensaio com minhocas (*Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*). Rio de Janeiro, 2011.
- ACOSTA, C. A.; PASQUALI, C. E. L.; PANIAGUA, G.; GARCINUNO, R. M.; HERNANDO, P. F. Evaluation of total phenol pollution in water of san martin canal from Santiago del Estero, Argentina. **Environ, Pollut.**, v. 236, p. 265 – 272, 2018. DOI: <<https://doi.org/10,1016/j,envpol,2018,01,062>>. Acesso em: 23 ago. 2023.
- ADEBAYO, M. A.; AREO, F. I. Removal of phenol and 4-nitrophenol from wastewater using a composite prepared from clay and *Cocos nucifera* shell: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. **Resour. Envir. and Sustain.**, v. 3, p. 100020-100031, 2021. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,resenv,2021,100020> >. Acesso em: 11 jul. 2023.
- ALMEIDA, M. C. A.; MORÉGULA, A. A.; MARROCOS, P. C. L.; SOUZA, S. M. M.; FARIAS, M. T. Concentração de fenol em resíduos de laboratórios de análises clínicas. **Jorn. Bras. Patol. Med. Lab.**, v. 47, n. 4, p. 431-437, 2011. Disponível em: < <https://www.scielo.br/j/jbpm/a/4vmZCdXk8DT5863yQMgZ54q/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 03 jul. 2024.
- ANVISA PROÍBE VENDA E USO DE PRODUTOS À BASE DE FENOL EM PROCEDIMENTOS DE SAÚDE EM GERAL OU ESTÉTICOS. **Diário Oficial da União – Seção 1**, n.º. 120, jun. 2024. Disponível em: < <https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=25/06/2024&jornal=515&pagina=67>>. Acesso em: 21 jan. 2025.
- APÓS MORTE DE PEIXES, LAUDO APONTA QUE RIO EM ALDEIA DO TOCANTINS ESTAVA CONTAMINADO. **G1 Tocantins**, 28 fev. 2023. Disponível em: <<https://g1.globo.com/to/tocantins/noticia/2023/02/28/apos-morte-de-peixes-laudo-aponta-que-rio-em-aldeia-do-tocantins-estava-contaminado,html>>. Acesso em: 15 jul. 2024.
- ARSLAN, M.; GANIYU, S. O.; LILLICO, D. M. E.; STAFFORD, J. L.; EL-DIN, M. G. Fate of dissolved organics and generated sulfate ions during biofiltration of oil sands process water pretreated with sulfate radical advanced oxidation process. **Chem. Engineer. Journ.**, v. 458, p. 41390, 2023. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,cej,2023,141390> >. Acesso em: 28 jul. 2023.

- BARBOSA, R. S.; ROTILI, E. A.; SANTOS, A. M. A.; RIBEIRO, F.; DORNELAS, A. S. P.; PEREIRA, D. H. CAVALLINI, G. S.; SOARES, A. M. V. M.; SARMENTO, R. A.; GRAVATO, C. Eco(toxicological) Assessment of the Neonicotinoid Formulation Actara® Using Planarian *Girardia tigrina* as Model Organism. **Pollutants**, v. 2 p. 546-555, 2022. DOI< <https://doi.org/10,3390/pollutants2040035>>. Acesso em: 22 ago. 2023.
- BARIK, M.; DAS, C. P.; VERMA, A. K.; SAHOO, S.; SAHOO, N. K. Metabolic profiling of phenol biodegradation by an indigenous *Rhodococcus pyridinivorans* strain PDB9T N-1 isolated from paper pulp wastewater. **Intern. Biodeter. & Biodegra.** v. 158, p. 105168, 2021. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,ibiod,2020,105168>>. Acesso em: 23 ago. 2023.
- BARON, E. D.; SUGGS, A. K. Introduction to Photobiology. **Dermatol. Clin.**, v 32, p. 255 – 266, 2014. DOI: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.det.2014.03.002>>. Acesso em: 20 jan. 2025.
- BAR-NIV, N.; AZAIZEH, H.; KUC, M. E.; AZERRAD, S.; HAJ-ZAROUBI, M.; MENASHE, O.; KURZBAUM, E. Advanced oxidation process UV-H₂O₂ combined with biological treatment for the removal and detoxification of phenol. **Joun. of Water Process Engin.**, v. 48, p. 102923-102930, 2022. DOI:< <https://doi.org/10,1016/j,jwpe,2022,102923> >. Acesso em: 28 jul. 2023.
- BEHNAMI, A.; CROUÉ, J. P.; AGHAYANI, E.; POURAKBAR, M. A catalytic ozonation process using MgO/persulfate for degradation of cyanide in industrial wastewater: mechanistic interpretation, kinetics and by-products. **RSC Advances**, v. 11, p. 36965-36977, 2021. DOI: < [10,1039/d1ra07789arsc,li/rsc-advances](https://doi.org/10,1039/d1ra07789arsc,li/rsc-advances)>. Acesso em: 10 ago. 2023.
- BENITZ, T.; OLIVEIRA, B. R. P. de; LOPES, K. A. R.; FERREIRA, A. A.; VELHO, N. M. R. C. Capacidade regenerativa dos fragmentos de duas espécies de planárias límnicas: uma análise comparativa. **Brazil. Journ. Anim. Environ. Resear.**, v. 4, p. 4259-4269, 2020. DOI: < <https://doi.org/10,34188/bjaerv3n4-130>>. Acesso em: 24 jul. 2023.
- BERGUA, J. F.; ALVAREZ-DIDUK, R. HU, L.; HASSAN, A. H. A.; MERKOÇI, A. Improved *Aliivibrio fischeri* based-toxicity assay: Graphene-oxide as a sensitivity booster with a mobile-phone application. **Journ. of Hazard. Mater.**, v. 406, p. 124434, 2021. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,jhazmat,2020,124434> >. Acesso em: 22 jan. 2024.
- BERTAGI, L. T.; BASILIO, A. O.; PERALTA-ZAMORA, P. Aplicações ambientais de persulfato: remediação de águas subterrâneas e solos contaminados. **Quím. Nova**, v. 44, n°. 9, p. 1159 – 1167, 2021. DOI: < <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170769>>. Acesso em: 02 ago. 2023.
- BEZVERBNA, O.; ZALESKA-RADZIWILL, M. Ecotoxicological evaluation the effects of the safe concentration of wastewater containing phenol on aquatic ecosystems. **Jurn. of Environ Engineer. and Lands. Managem.**, v. 26, p. 57 – 63, 2018. DOI:< <https://doi.org/10,3846/16486897,2017,1347096>>. Acesso em: 22 jan. 2024.
- BIHAIN, M. F. R.; OH, L. B. C.; TEXEIRA, K. C.; CAVALLINI, G. S.; PEREIRA, D. H. Evidências teóricas e experimentais para a formação de radicais aniônicos carbonatos (CO₃⁻) na atmosfera. **Atmosph. Pollut. Resear.** v. 14, n. 6, p. 101783, jun. 2023. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101783> >. Acesso em: 12 fev. 2025.

BISWAS, S.; DIWAKAR, R. K.; BEHERA, I. D.; MEIKAP, B. C.; SEN, T. K.; KHIADANI, M. Aqueous phase phenol removal from synthetic and real steel plant effluents through a batch and Semifluidized bed column operation: Experimental and model analysis. **Journ. Of Environ. Chem. Engineer.**, v. 8, p. 104441, 2020. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.jece,2020,104441>>. Acesso em: 31 jul. 2023.

BO, X.; SUN, J.; MEI, Q.; WEI, B.; AN, Z.; QIU, Z.; HAN, D.; XIE, J.; HE, M. Theoretical insights into the degradation of tyrosol stimulated by hydroxyl and sulfate radicals in wastewater and ecotoxicity evaluation. **Journ. of Clean. Product.**, v. 293, p. 126161, 2021. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.jclepro,2021,126161>>. Acesso em: 28 jul. 2023.

BONGRAND, C.; MORIANO-GUTIERREZ, S.; AREVALO, P.; MCFALL-NGAI, M.; VISICK, K. L.; POLZ, M.; RUBY, E. G. Using Colonization Assays and Comparative Genomics To Discover Symbiosis Behaviors and Factors in *Vibrio fischeri*. **MBio**, v. 11, n° 2, p. 1-11, 2020. DOI: < <https://doi.org/10.1128/mbio,03407-19> >. Acesso em: 16 jan. 2024.

BOTTINELLI, N.; HEDDE, M.; JOUQUER, P.; CAPOWIEZ, Y. An explicit definition of earthworm ecological categories – Marcel Bouché’s triangle revisited. **Geoderma**, v. 372, p. 114361, 2020. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114361>>. Acesso em: 17 out. 2024.

BRITO, N. N.; SILVA, V. B. M. Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental. **REEC**, v. 1, n. 3, p. 36-47, 2012. DOI: <<https://doi.org/10.5216/reec,v3i1,17000>>. Acesso em: 18 ago. 2024.

BROWN, G. G.; DOMÍNGUEZ, J. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: Princípios e Práticas – O 3º Encontro Latino Americano de Ecologia e Taxonomia de Oligoquetas (Elaetao3). **Acta Zoológ. Mexic.**, v. 26 n° 2, p. 1 – 18, 2010, ISSN 0065 – 1737. DOI: < [10.21829/azm.2010.262874](https://doi.org/10.21829/azm.2010.262874)>. Acesso em: 18 dec. 2024.

BSOUL, A. A.; HAILAT, M.; ABDELHAY, A.; TAWALBEH, M. JUM’H, I. BANI-MELHEM, K. Treatment of olive mill effluent by adsorption on titanium oxide nanoparticles. **Sci. of the Tot. Envir.**, v. 688, p. 1327-1334, 2019. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv,2019,06,381>>. Acesso em: 18 jul. 2023.

BSOUL, A. A.; HAILAT, M.; ABDELHAY, A.; TAWALBEH, M.; OTHMAN, A.; AL-KHARABSHEH, I. N.; AL-TAANI, A. A. Efficient removal of phenol compounds from water environment using *Ziziphus* leaves adsorbent. **Sci. of the Tot. Envir.**, v. 761, p. 143229, 2021. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv,2020,143229>>. Acesso em: 11 jul. 2023.

CARLOS, T. D.; BEZERRA, L. B.; VIEIRA, M. M.; SARMENTO, R. A.; PEREIRA, D. H.; CAVALLINI, G. S. Fenton-type process using peracetic acid: Efficiency, reaction elucidations and ecotoxicity. **Journ. of Hazard. Mater.**, v. 403, p. 123949, 2021. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat,2020,123949> >. Acesso em: 11 jul. 2023.

CASTRO, D. A. C.; CAVALLINI, G. S.; FERREIRA, D. S. Calculadora solar: Calculadora da dose de radiação solar. Versão 2.0, 2020. Disponível em: <<https://docs.uft.edu.br/share/proxy/alfresco->

noauth/api/internal/shared/node/OMp0culeTpOL22_MeLbZyQ/content/Manual>. Acessado em: 22 out. 2023.

CEYLAN, Z.; AYDIN, Ş. D. Investigation of the Effect of Substituent Species/Positions and Numbers on Removal of Toxicity from Chloro and Nitro Phenol Compounds with Fenton and Fenton-like Processes. **Journ. of The Chem. Soc. of Pak.**, v. 42, n. 6, p. 639, out. 2020. Disponível em: <<https://jcsp.org.pk/issueDetail.aspx?aid=dbadeb0b-76a4-4b3c-8097-264d7f762c67>>, Acesso em: 22 jan. 2024.

CHAE, Y.; KIM, L.; KIM, D.; CUI, R.; LEE, J.; AN, Y. Deriving hazardous concentrations of phenol in soil ecosystems using a species sensitivity distribution approach. **Journ. of Hazard. Mater.**, v. 399, p. 123036, 2020. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123036>>. Acesso em: 25 ago. 2024.

CHANIKYA, P.; NIDHEESH, P. V.; BABU, D. S.; GOPINATH, A.; KUMAR, M. S. Treatment of dyeing wastewater by combined sulfate radical based electrochemical advanced oxidation and electrocoagulation processes. **Separat. and Purificat. Technol.**, v. 254, p. 117570, 2021. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117570>>. Acesso em: 28 jul. 2023.

CHEN, L.; LEI, C.; LI, Z.; YANG, B.; ZHANG, X.; LEI, L. Electrochemical activation of sulfate by BDD anode in basic medium for efficient removal of organic pollutants. **Chemosphere**, v. 210, p. 516 – 523, 2018. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.043>>. Acesso em: 07 ago. 2023.

CHENG, Y.; SONG, W.; TIAN, H.; ZHANG, K.; LI, B.; DU, Z.; ZHANG, W.; WANG, J.; WANG, J.; ZHU, L. The effects of high-density polyethylene and polypropylene microplastics on the soil and earthworm *Metaphire guillelmi* gut microbiota. **Chemosphere**, v. 267, p. 129219, 2021. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129219>>. Acesso em: 30 ago. 2024.

COHEN, M. L.; MASHANOVA, E. V.; JAGANNATHAN, S. V.; SOTO, W. Adaptation to pH stress by *Vibrio fischeri* can affect its symbiosis with the Hawaiian bobtail squid (*Euprymna scolopes*). **Microbiology**, 2020. DOI: <<https://doi.org/10.1099/mic.0.000884>>. Acesso em: 01 jan. 2024.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf>. Acesso em: 03 jul. 2024.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n° 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, Disponível em:<https://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/CONAMA_n,430,2011.pdf>. Acesso em: 03 jul, 2024.

CRISTINA, R. T.; BAROGA, M.; DUMITRESCU, E.; MUSELIN, F.; DOMA, A. O.; MANEA, D.; BANATEAN-DUNEA, I. Use of *Eisenia fetida* as a Biological Risk Marker in a Qualitative Eco Assessment Test of a Romanian Watercourse. **Biology**, v. 11, p. 820, 2022. DOI: < <https://doi.org/10.3390/biology11060820> >. Acesso em: 17 out. 2024.

DAS RAJIB; SAMAL, N. R.; ROY, P. K.; MITRA, D. Role of Electrical Conductivity as an Indicator of Pollution in Shallow Lakes. **Asian Journ. of Water, Environ. and Pollut.**, v. 3, n. 1, p. 143 – 146, 2005. DOI: < https://doi.org/10.3233/AJW-2006-3_1_21 >. Acesso em: 08 jan. 2025.

DEOCHAND, N.; COSTELLO, M. S.; DEOCHAND, M. E. Behavioral Research with Planaria. **Perspect. on Behav. Sci.** v. 41, p. 447-464, 2018. DOI: <<https://doi.org/10.1007/s40614-018-00176-w>>. Acesso em: 03 ago. 2023.

DHAKA, S.; KUMAR, R.; KHAN, M. A.; PAENG, K.; KURADE, M. B.; KIM, S.; JEON, B. Aqueous phase degradation of methyl paraben using UV-activated persulfate method. **Chem. Enginee. Jour.**, v. 321, p. 11 – 19, 2017. DOI: < <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.085>>. Acesso em: 13 dec. 2024.

DOMINGUES, E.; FERNANDES, E.; GOMES, J.; CASTRO-SILVA, S.; MARTINS, R. C. Advanced oxidation processes at ambient conditions for olive oil extraction industry wastewater degradation. **Chem. Engineer. Sci.**, v. 263, p. 118076, 2022. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.ces.2022.118076>>. Acesso em: 28 jul. 2023.

DOMINGUEZ, C. M.; RODRIGUEZ, V.; MONTERO, E.; ROMERO, A.; SANTOS, A. Methanol-enhanced degradation of carbon tetrachloride by alkaline activation of persulfate: Kinetic model. **Sci. of the Tot. Envir.**, v. 666, p. 631–640, 2019. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.223>>. Acesso em: 04 set. 2023.

DOMÍNGUEZ, JORGE. Earthworms and Vermicomposting. In: RAY, SAJAL. **Earthworms - The Ecological Engineers of Soil**. Reino Unido: IntechOpen, 2018. p. 114. Capítulo 5. DOI: < <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.76088>>. Acesso em: 18 out. 2024.

DOMÍNGUEZ, J.; GÓMEZ-BRANDÓN, M. G. Ciclos de vida de las lombrices de tierra aptas para el vermicompostaje. **Acta Zoológ. Mex.** (nueva série 2), v. 26, p. 309-320, 2010. Disponível em: < [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372010000500023#:~:text=En%20condiciones%20%20C3%B3ptimas%20su%20ciclo,90%25%20\(Kale%20et%20al.>](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372010000500023#:~:text=En%20condiciones%20%20C3%B3ptimas%20su%20ciclo,90%25%20(Kale%20et%20al.>)>. Acesso em: 21 out. 2024.

DOMÍNGUEZ, J.; PÉREZ-LOSADA, M. *Eisenia fetida* (savigny, 1826) y *Eisenia andrei* bouché, 1972 son dos especies diferentes de lombrices de tierra. **Acta Zoológ. Mex.**, v. 2, p. 321 – 331, 2010. DOI: <<https://doi.org/10.21829/azm.2010.262897>>. Acesso em: 18 out. 2024.

DORNELAS, A. S. P.; SARMENTO, R. A.; CAVALLINI, G. S.; BARBOSA, R. S.; VIEIRA, M. M.; SARAIVA, A. S.; BARDALO, M. D.; SOARES, A. M. V. M.; PESTANA, J. L. T. Lethal and sublethal effects of the saline stressor sodium choride on *Chironomus xanthus* and *Girardia tigrina*. **Environ. Sci. and Pollut. Resear.**, v.27 p. 34223-34233, 2020. DOI:< <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09556-9>>. Acesso em: 22 ago. 2023.

DRZYMAIA, J.; KALKA, J. Elimination of the hormesis phenomenon by the use of synthetic sea water in a toxicity test towards *Aliivibrio fischeri*. **Chemosphere**, v. 248, p. 126085, 2020. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,chemosphere,2020,126085> >. Acesso em: 22 jan. 2024.

DUAN, X.; FU, X.; SONG, J.; LI, H.; SUN, M.; HU, F.; XU, L.; JIAO, J. Physiological and molecular responses of the earthworm *Eisenia fetida* to polychlorinated biphenyl contamination in soil. **Environ. Sci. Pollut. Resear.**, v. 24, p. 18096 – 18105, 2017. DOI: < DOI 10,1007/s11356-017-9383-9>, Acesso em: 02 out. 2024.

ERZINGER, G. S.; SCHMOELLER, F.; PINTO, L. H.; AMÉRICO, L.; HEMMERSBACH, R.; HAUSLAGE, J.; HADER, D. Bioluminescence systems in environmental biosensors. **Bioassays**, p. 241 – 262, 2018. DOI: <<https://doi.org/10,1016/B978-0-12-811861-0,00012-7>>. Acesso em: 22 jan. 2023.

FAN, X.; LI, S.; SUN, M.; SONG, C.; XIAO, J.; DU, J.; TAO, P.; SUN, T.; SHAO, M.; TONGHHUA, W. Degradation of phenol by coal-based carbon membrane integrating sulfate radicals-based advanced oxidation processes. **Ecotox. and Environ. Safety**, v. 185, p. 109662, 2019. DOI: <<https://doi.org/10,1016/j,ecoenv,2019,109662>>. Acesso em: 02 set. 2023.

FERNANDES, A.; MAKOS, P.; BOCZKAJ, G. Treatment of bitumen post oxidative effluents by sulfate radicals based advanced oxidation processes (S-AOPs) under alkaline pH conditions. **Journ. of Clean. Product.**, v. 195, p. 374 – 384, 2018. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,jclepro,2018,05,207> >. Acesso em: 14 ago. 2023.

FERNANDES, S.; NOGUEIRA, V.; LOURENÇO, J.; MENDO, S.; PEREIRA, R. Interspecies bystander effect: *Eisenia fetida* and *Enchytraeus albidus* exposed to uranium and cadmium, **Journ. of Hazard. Mater.**, v. 399, p. 122972, 2020. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,jhazmat,2020,122972> >. Acesso em: 25 ago. 2024.

FICHA DE INFORMAÇÃO TOXICOLÓGICA DO FENOL. **CETESB**, São Paulo, 24 fev. 2022. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2022/02/Fenol.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2024.

FIROOZI, M.; HASHEMI, M.; NAROOIE, M. R.; DARAEI, H. Evaluation of phenol degradation rate using advanced oxidation/reduction process (AO/RP) in the presence of sulfite and zinc oxide under UV. **Optik**, v. 279, p. 170787, mai. 2023. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,ijleo,2023,170787> >. Acesso em: 28 jul. 2023.

FLOR, J.; DAVOLOS, M. R.; CORREA, M. A. Protetores solares. **Quím. Nova**, v. 30, n°. 1, p. 153 – 158, 2007. Disponível em: < <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/3530269c-7120-41cb-a46f-bf487e855031/content> >. Acesso em: 20 jan. 2025.

GAO, M.; LV, M.; HAN, M.; SONG, W.; WANG, D. Avoidance behavior of *Eisenia fetida* in oxytetracycline- and heavymetal-contaminated soils. **Environ. Toxic. and Pharm.**, v. 47, p. 119 – 123, 2016. DOI: < <http://dx,doi.org/10,1016/j,etap,2016,09,011> >. Acesso em: 14 out. 2024.

GENÇ, N.; DURNA, E.; CIGUN, H. K. K. Response Surface Modeling and Optimization of Microwave-Activated Persulfate Oxidation of Olive Oil Mill Wastewater. **Clean– Soil Air Water**, v. 48, p. 1900198, 2020. DOI: < <https://doi.org/10.1002/clen,201900198>>. Acesso em: 14 ago. 2023.

GREBE, E.; SCHAEFFER D. J. Planarians in Toxicology, Standardization of a Rapid Neurobehavioral Toxicity Test Using Phenol in a Crossover Study. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.** v. 46 p. 866 – 870, 1991. DOI: < <https://doi.org/10.1007/BF01689731> >. Acesso em: 20 set. 2024.

GROSS, E. M. Aquatic chemical ecology meets ecotoxicology. **Aquat Ecol**, v. 56, p. 493–511, 2022. DOI: < <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09938-2>>. Acesso em: 23 ago. 2024.

Guia de aprendizagem Prism GraphPad. **GraphPad Prism 5 Help**, 2007. Disponível em: <https://www.graphpad.com/guides/prism/5/user-guide/prism5help.html?using_regression_guide_2.htm>. Acesso em: 30 mar. 2025.

HAGSTROM, D.; COCHET-ESCARTIN, O.; ZHANG, S.; KHUU, C.; COLLINS, E. M. S. Freshwater Planarians as an Alternative Animal Model for Neurotoxicology. **Toxicolog. Sci.**, v. 147, p. 270-285, 2015. DOI: < [10.1093/toxsci/kfv129](https://doi.org/10.1093/toxsci/kfv129)>. Acesso em: 11 jul. 2023.

HAN, Y.; WANG, N.; GUO, X.; JIAO, T.; DING, H. Influence of ultrasound on the adsorption of single-walled carbon nanotubes to phenol: A study by molecular dynamics simulation and experiment. **Chem. Engineer. Jour.**, v. 427, p. 131819, 2022. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.cej,2021,131819> >. Acesso em: 11 jul. 2023.

IRELAND, D.; BOCHENECK, V.; CHAIKEN, D.; RABELER, C.; ONOE, S.; SONI, A.; COLLINS, E. S. *Dugesia japonica* is the best suited of three planarian species for high-throughput toxicology screening. **Chemosphere** v. 253 p. 126718, 2020. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere,2020,126718>>. Acesso em: 03 ago. 2023.

JAFARI, M.; KESHAVARZ, M. H.; SALEK, H. A simple method for assessing chemical toxicity of ionic liquids on *Vibrio fischeri* through the structure of cations with specific anions. **Ecotox. and Environ. Safety**, v. 182, p. 109429, 2019. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv,2019,109429>>. Acesso em: 22 jan. 2024.

JIA, X.; ZHANG, J.; HUANG, Q.; XIONG, C.; JI, H.; REN, Q.; HUANG, J.; CHEN, S.; JIN, Z.; CHEN, J.; GUO, J.; GE, Y.; DING, Y. Heterogeneous catalytic degradation of phenol by CuFe₂O₄/Bi₁₂O₁₅Cl₆ photocatalyst activated peroxydisulfate. **Materials Research Bulletin**, v. 167, p.112435, 2023. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.materresbull,2023,112435>>. Acesso em: 11 jul. 2023.

KAVIAN, N.; ASDOLLAHFARDI, G.; HASANBEIGI, A.; DELNAVAZ, M.; SAMADI, A. Degradation of phenol in wastewater through an integrated dielectric barrier discharge and Fenton/photo-Fenton process. **Ecotox. and Environ. Safety**, v. 271, p. 115937, 1 fev. 2024. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.115937>>. Acesso em: 18 dez. 2024.

KILIC, M. Y.; ABDELRAHEEM, W. H.; HE, X.; KESTIOGLU, K.; DIONYSIOU, D. D. Photochemical treatment of tyrosol, a model phenolic compound present in olive mill wastewater, by hydroxyl and sulfate radical-based advanced oxidation processes (AOPs).

Journ. of Hazard. Mater., v. 367, p. 734-742, 2019. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j.jhazmat,2018,06,062>>. Acesso em: 28 jul. 2023.

KNAKIEVICZ, T. Planarians as invertebrate bioindicators in freshwater environmental quality: the biomarkers approach. **Ecotox. Environ. Contam.**, v. 9, n° 1, p. 01-12. DOI: < [10,5132/eec,2014,01,001](https://doi.org/10,5132/eec,2014,01,001)>. Acesso em: 25 jul. 2023.

KUMAR, A.; RAIZADA, P.; KHAN, A. A. P.; NGUYEN, V. H.; LE, Q. V.; SINGH, A.; SAINI, V.; SELVASEMBIAN, R.; HUYNHT, T.; SINGH, P. Phenolic compounds degradation: Insight into the role and evidence of oxygen vacancy defects engineering on nanomaterials. **Sci. of the Tot. Envir.**, v. 800, p. 149410, 2021. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j.scitotenv,2021,149410>>. Acesso em: 11 jul. 2023.

LEE, J.; GUTEN, U. V.; KIM, J. H. Persulfate-Based Advanced Oxidation: Critical Assessment of Opportunities and Roadblocks. **Environ. Sci. Technol.**, v. 54, p. 3064-3081, 2020. DOI: < <https://dx.doi.org/10,1021/acs.est,9b07082>>. Acesso em: 28 jul. 2023.

LI, X.; JIE, B.; LIN, H.; DENG, Z.; QIAN, J.; YANG, Y.; ZHANG, X. Application of sulfate radicals-based advanced oxidation technology in degradation of trace organic contaminants (TrOCs): Recent advances and prospects. **Journ. of Environ. Managem.**, v. 308, p. 114664, 2022. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j.jenvman,2022,114664>>. Acesso em: 02 set. 2023.

LIN, Y.-T.; LIANG, C.; CHEN, J.-H. Feasibility study of ultraviolet activated persulfate oxidation of phenol. **Chemosphere**, v. 82, n. 8, p. 1168–1172, 1 fev. 2011. DOI: < [10.1016/j.chemosphere.2010.12.027](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.027)>. Acesso em: 13 mar. 2025.

LÓPEZ, A. M. C.; SARMENTO, R. A.; SARAIVA, A. S.; PEREIRA, R. R.; SOARES, A. M. V.; PESTAN, J. L. T. Exposure to Roundup® affects behaviour, head regeneration and reproduction of the freshwater planarian *Girardia tigrine*. **Sci. of the Tot. Envir.**, v. 675, p. 453-461, 2019. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j.scitotenv,2019,04,234>>. Acesso em: 11 jul. 2023.

LUIS, A. M. De; LOMBRAÑA, J. I.; MENÉNDEZ, A.; SANZ, J. Analysis of the Toxicity of Phenol Solutions Treated with H₂O₂/UV and H₂O₂/Fe Oxidative Systems. **Indust. & Engineer. Chem. Resear.**, v. 50, n. 4, p. 1928–1937, fev. 2011. DOI: < [dx.doi.org/10.1021/ie101435u](https://doi.org/10.1021/ie101435u)>. Acesso em: 27 dez. 2024.

MA, W.; ZHANG, S.; CHEN, Y.; ZHONG, D.; DU, Q.; LI, J.; LI, R.; DU, X.; ZHANG, J.; YU, T. Fe₃O₄-CuO@Lignite activated coke activated persulfate advanced treatment of phenolic wastewater from coal chemical industry. **Environ. Resear. Safety**, v. 213, p. 113601, 2022. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j.envres,2022,113601>>. Acesso em: 28 jul. 2023.

MA, Z.; ZHU, W.; KANG, J.; MA, X.; JIANG, G. A comprehensive study on the ecotoxicity of ivermectin to earthworms (*Eisenia fetida*). **Ecotox. and Environ.**, v. 268, p. 115709, 2023. DOI: <<https://doi.org/10,1016/j.ecoenv,2023,115709>>. Acesso em: 25 ago. 2024.

MACÊDO, LUANA PRISCILLA RODRIGUES, **Avaliação ecotoxicológica comparativa entre ácido peracético e cloro ativo do hipoclorito de cálcio utilizando os bioindicadores**

- Dugesia tigrine* e *Chironomus xanthus*, 2019. Dissertação (Mestrado em química) – Universidade Federal do Tocantins. Programa de Pós-Graduação em Química, Gurupi, 2019. Disponível em: < <http://hdl.handle.net/11612/1286> >. Acesso em: 20 jul. 2024.
- MACÊDO, L. P. R.; DORNELAS, A. S. P.; VIEIRA, M. M.; FERREIRA, J. S. J.; SARMENTO, R. A.; CAVALLINI, G. S. Comparative ecotoxicological evaluation of peracetic acid and the active chlorine of calcium hypochlorite: Use of *Dugesia tigrina* as a bioindicator of environmental pollution. **Chemosphere**, v. 233, p. 273-281, 2019. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.286> >. Acesso em: 11 jul. 2023.
- MARTINEZ, O.; SIRE, S.; SAUNIER, A.; MAIGOUYRES, J. M.; FOURNIER, A.; VIGNET, C. Behavioral responses of three freshwater planaria species to light, visual and olfactory stimuli: Setting the stage for further ecotoxicological studies. **Behavio. Proces.**, v. 183, p. 104295, 2021. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.beproc.2020.104295> >. Acesso em: 11 jul. 2023.
- MEI, Q.; SUN, J.; HAN, D.; WEI, B.; AN, Z.; WANG, X.; XIE, J.; ZHAN, J.; HE, M. Sulfate and hydroxyl radicals-initiated degradation reaction on phenolic contaminants in the aqueous phase: Mechanisms, kinetics and toxicity assessment. **Chem. Engineer. Journ.**, v. 373, p. 668 – 676, 2019. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.05.095> >. Acesso em: 11 jul. 2023.
- MIJANGOS, F.; VARONA, F.; VILLOTA, N. Changes in solution color during phenol oxidation by Fenton reagent. **Environ. Sci. Technol.** v. 40, n. 17, p. 5538–5543, set. 2006. DOI: < 10.1021/es060866q >. Acesso em: 27 mar. 2025.
- MILLER, S. D.; HADDOCK, S. H. D.; ELVIDGE, C. D.; LEE, T. F. Milky Seas: A New Science Frontier for Nighttime Visible-Band Satellite Remote Sensing. **ResearchGate**, 2014. Disponível em: < <https://www.researchgate.net/publication/237485394> >. Acesso em: 23 dec. 2024.
- MINHO A. P.; GASPAR, E. B.; DOMINGUES, R. Guia prático para determinação de curva dose-resposta e concentração letal em bioensaios com extratos vegetais. **EMPRAPA**, ISSN1 982-5382, abr. 2016. Disponível em: < <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1074446> >. Acesso em 21 jan. 2025.
- MIRJANI, M.; SOLEIMANI, M.; SALARI, V. Toxicity assessment of total petroleum hydrocarbons in aquatic environments using the bioluminescent bacterium *Aliivibrio fischeri*. **Ecotox. and Environ. Safety**, v. 207, p. 111554, 2021. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111554> >. Acesso em: 22 jan. 2024.
- MISERLI, K. KOGOLA, D.; PARASCHOUDI, I.; KONSTANTINOOU, I. Activation of persulfate by biochar for the degradation of phenolic compounds in aqueous systems. **Chem. Enginee. Jour. Advan.**, v. 9, p. 100201, 2022. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.100201> >. Acesso em: 02 ago. 2023.
- OLIVEIRA, K. M. G. DE; CARVALHO, E. H. S.; FILHO, R. S.; SIVEK, T. W.; THÁ, E. L.; SOUZA, I. R.; COELHO, L. D. S.; PIMENTA, M. E. B.; OLIVEIRA, G. A. R.; OLIVEIRA, D. P.; CESTARI, M. M.; LEME, D. M. Single and mixture toxicity evaluation of three phenolic compounds to the terrestrial ecosystem. **Journ. of Environ. Managem.**, v. 296, p.

113226, 2021. DOI:< <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113226>>. Acesso em: 23 ago. 2024.

OLMEZ-HANCI, T.; ARSLAN-ALATON, I. Comparison of sulfate and hydroxyl radical based advanced oxidation of phenol. **Chemic. Engineer. Journ.**, v. 224, p. 10–16, mai. 2013. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.11.007> >. Acesso em: 10 dez. 2024.

OUARDA, Y. TIWARI, B. AZAIS, A.; VAUDREUIL, NDIAYE, S. D.; DROGUI, P.; TYAGI, R. D.; SAUVÉ, S.; DESROSIERS, M.; BUELNA, G.; DUBÉ, R. Synthetic hospital wastewater treatment by coupling submerged membrane bioreactor and electrochemical advanced oxidation process: Kinetic study and toxicity assessment. **Chemosphere**, v. 193, p. 160 – 169, 2018. DOI:< <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.010>>. Acesso em: 27 out. 2023.

PAGÁN, O. R.; MONTGOMERY, E.; DEATS, S.; BACH, D.; BAKER, D. Evidence of Nicotine-Induced, Curare-Insensitive, Behaviorin Planarians. **Neurochem. Res.**, v. 40, p. 2087-2090, 2015. DOI: < [10.1007/s11064-015-1512-6](https://doi.org/10.1007/s11064-015-1512-6)>. Acesso em: 18 ago. 2023.

PINO-OTÍN, M. R.; LORCA, G.; VAL, J.; FERRANDO, N.; BALLESTERO, D.; LANGA, E. Ecotoxicological Study of Tannic Acid on Soil and Water Non-Target Indicators and Its Impact on Fluvial and Edaphic Communities. **Plants**, v. 12, p. 4041, 2023. DOI: < <https://doi.org/10.3390/plants12234041> >. Acesso em: 18 jan. 2024.

PODOLAK, A.; KOSTECKA, J.; MAZUR-PACZKA, A.; GARCZNSKA, M.; PACZKA, G.; SZURA, R. Life Cycle of the *Eisenia fetida* and *Dendrobaena veneta* Earthworms (Oligochaeta, Lumbricidae). **Journ. of Ecolog. Engineer.**, v. 21, p. 1, 2020. DOI: <<https://doi.org/10.12911/22998993/113410>>. Acesso em: 17 out. 2024.

REJO, L.; MALGOUYRES, J. M.; BONNAFÉ, E.; VIGNET, C. Otimization and calibration of behavioural tests on diferente species of planaria for ecotoxicological studies. **Environ. Toxicol. and Pharm.**, v. 101, p. 104189, 2023. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.etap.2023.104189> >. Acesso em: 28 jul. 2023.

RELATÓRIOS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS INTERIORES DO ESTADO DE SÃO PAULO. **CETESB**. São Paulo, 2023. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 08 jan. 2025.

RIBEIRO, O.; BRIONES, M.J.I.; RIBEIRO, C.; PEREIRA, R.; CARROLA, J. S. As minhocas como Engenheiras de Solo e Sentinela de Poluição. **CAPTar**, v. 11, p. 1-12, 2022. DOI: <[10.34624/captar.v11i0.28345](https://doi.org/10.34624/captar.v11i0.28345) >. Acesso em: 17 out. 2024.

RODRIGUES, A. C. M.; HENRIQUES, J. F.; DOMINGUES, I.; GOLOVKO, O.; ZLÁBEK, V.; BARATA, C.; SOARES, A. M. V. M.; PESTANA, J. L. T. Behavioural responses of freshwater planarians after short-term exposure to the insecticide chlorantraniliprole. **Aquatic Toxicol.**, v. 170, p. 371-376, 2016. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.10.018>>. Acesso em: 21 jul. 2023.

SCARIA, J.; NIDHEESH, P. V. Comparison of hydroxyl-radical-based advanced oxidation processes with sulfate radical-based advanced oxidation processes. **Curre. Opin. in Chem.**

Engineer., v. 36, p. 100830, 2022. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,coche,2022,100830> >. Acesso em: 07 ago. 2023.

SEPTER, A. N.; VISICK, K. L. Lighting the way: how the *Vibrio fischeri* model microbe reveals the complexity of Earth's "simplest" life forms. **Journ. of Bacter.**, v.206, p. 1-23, ed. 5, 2024. DOI: < <https://doi.org/10.1128/jb.00035-24>>. Acesso em: 20 dec. 2024.

SHAHRYARI, S.; ZAHIRI, H. S.; HAGHBEEN, K.; ADRIAN, L.; NOGHABI, K. A. High phenol degradation capacity of a newly characterized *Acinetobacter* sp, SA01: Bacterial cell viability and membrane impairment in respect to the phenol toxicity. **Ecotox. and Environ. Safety**, v. 164, p. 455 – 466, 2018. DOI: <<https://doi.org/10,1016/j,ecoenv,2018,08,051>>. Acesso em: 23 ago. 2023.

SILVA, F. B. DA; PEREIRA, A. K. S.; PEREIRA, D. H.; SOUZA, N. L. G. D.; CAVALLINI, G. S. Degradation of phenol by radical sulfate anion. **Journ. of Photochemis. and Photobiol. A: Chemis.**, v. 462, p. 116238, mai. 2025. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2024.116238> > Acesso em: 25 mar. 2025.

SILVA, K. N. O.; ARAÚJO, K. C. F.; SILVA, D. R. DA; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; SANTOS, E. V. DOS, Persulfate-soil washing: The green use of persulfate electrochemically generated with diamond electrodes for depolluting soils. **Journ. of Electroanal. Chemis.**, v. 895, p. 115498, 2021. DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,jelechem,2021,115498> >. Acesso em: 07 ago. 2024.

SIMÃO, F. C. P.; GRAVATO, C.; MACHADO, A. L.; SOARES, A. M. V. M.; PESTANA, J. L. T. Effects of pyrene and benzo[a]pyrene on the reproduction and newborn morphology and behavior of the freshwater planarian *Girardia tigrina*. **Chemosphere**, v. 264, p. 128448, 2021. DOI: <<https://doi.org/10,1016/j,chemosphere,2020,128448>>. Acesso em: 11 jul. 2023.

STARLING, M. C. V. M.; COSTA, E. P.; MACHADO, E. C.; DE ARAUJO, J. C.; AMORIM, C. C. Persulfate mediated solar photo-Fenton aiming at wastewater treatment plant effluent improvement at neutral pH: emerging contaminant removal, disinfection, and elimination of antibiotic-resistant bacteria. **Environ. Sci. and Pollut. Resear.**, v. 28, p. 17355 – 17368, 2021. DOI:< <https://doi.org/10,1007/s11356-020-11802-z>>. Acesso em: 19 ago. 2023.

SU, Y.; ZHAO, Q.; DU, J.; LIU, C.; JIANG, X.; WEI, W.; TONG, X. Pickering emulsion-enhanced *Vibrio fischeri* assay for ecotoxicity assessment of highly hydrophobic polycyclic aromatic hydrocarbons. **Chemosphere**, v. 313, p. 137470, dez. 2023. DOI: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137470> >. Acesso em: 09 nov. 2024.

TIAN, K.; HU, L.; LI, L.; ZHENG, Q.; XIN, Y.; ZHANG, G. Recent advances in persulfate-based advanced oxidation processes for organic wastewater treatment. **Chinese Chemical Letters**, v, 33, p, 4461-4477, 2022, DOI: < <https://doi.org/10,1016/j,cclet,2021,12,042> >. Acesso em: 02 set. 2023.

TORRES, N. H.; SOUZA, B. S.; FERREIRA, L. F. R.; LIMA, A. S.; DOS SANTOS, G. N.; CAVALCANTI, E. B. Real textile effluents treatment using coagulation/flocculation followed by electrochemical oxidation process and ecotoxicological assessment.

Chemosphere, v. 236, p. 124309, 2019. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere,2019,07,040>>. Acesso em: 27 out. 2023.

URBANCZK, H.; AST, J. C.; HIGGINS, M. J.; CARSON, J.; DUNLAP, P. V. Reclassification of *Vibrio fischeri*, *Vibrio logei*, *Vibrio salmonicida* and *Vibrio wodanis* as *Aliivibrio fischeri* gen. nov., comb. nov., *Aliivibrio logei* comb. nov., *Aliivibrio salmonicida* comb. nov., and *Aliivibrio wodanis* comb. nov. **Internat. Journ. of System. and Evolut. Microb.**, v. 57, p. 2823–2829, 2007. DOI: <DOI 10.1099/ijs,0,65081-0>. Acesso em: 10 jul. 2024.

VASSEUR, P.; MASFARAUD, J.; BLAISE, C. Ecotoxicology, revisiting its pioneers. **Environ. Sci. and Pollut. Resear.**, v. 28, p. 3852–3857, 2021. DOI: <<https://doi.org/10.1007/s11356-020-11236-7>>. Acesso em: 23 ago. 2024.

VIDAL, A.; BLOUIN, M.; LUBBERS, I.; CAPOWEIZ, Y.; SANCHEZ-HERNANDEZ, J. C.; CALOGIURI, T.; GROENIGEN, J. W. V. The role of earthworms in agronomy: Consensus, novel insights and remaining challenges. **Advances in Agronomy**, v. 181, ISSN 0065-2113, 2023. DOI: <<https://doi.org/10.1016/bs.agron.2023.05.001>>. Acesso em: 26 dec. 2024.

VÍDEO: CACIQUE DENUNCIA A MORTE DE PEIXES NO RIO GORGULHO E DIZ QUE INDÍGENAS PARARAM DE CONSUMIR ÁGUA. **G1 Tocantins**, Tocantins, 13 jan. 2023. Disponível em: <<https://g1.globo.com/to/tocantins/noticia/2023/01/13/video-cacique-denuncia-a-morte-de-peixes-no-rio-gorgulho-e-diz-que-povo-de-aldeia-parou-de-consumir-agua,gh.html>>. Acesso em: 15 jul. 2023.

VIEIRA, M. M.; DORNELAS, A. S. P.; CARLOS, T. D.; PALLINI, A.; GRVATO, C.; PEREIRA, D. H.; SARMENTO, R. A.; CAVALLINI, G. S. When treatment increases the contaminant's ecotoxicity: A study of the Fenton process in the degradation of methylene blue. **Chemosphere**, v. 283, p. 131117, 2021. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere,2021,131117>>. Acesso em: 25 jul. 2023.

VILLOTA, N. et al. Changes of turbidity during the phenol oxidation by photo-Fenton treatment. **Environ. Sci. Pollut. Resear.**, v. 21, n. 21, p. 12208–12216, nov. 2014. DOI: <[10.1007/s11356-014-3017-2](https://doi.org/10.1007/s11356-014-3017-2)>. Acesso em: 28 mar. 2025.

WANG, J.; WANG, S. Activation of persulfate (PS) and peroxymonosulfate (PMS) and application for the degradation of emerging contaminants. **Chem. Engin. Journal**, v. 334, p. 1502 – 1517, 2018. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.059>>. Acesso em: 07 ago. 2023.

WANG, X.; ZHU, X.; PENG, Q.; WANG, Y.; GE, J.; YANG, G.; WANG, X. CAI, L.; SHEN, W. Multi-level ecotoxicological effects of imidacloprid on earthworm (*Eisenia fetida*). **Chemosphere**, v. 219, p. 923 – 932, 2019. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.001>>. Acesso em: 17 out. 2024.

WU, J.; LI, M.; The use of freshwater planarians in environmental toxicology studies: Advantages and potential. **Ecotox. and Environ. Safety**, v. 161, p. 45–56, 2018. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv,2018,05,057>>. Acesso em: 21 jul. 2023.

XU, H.; SUN, X.; YANG, HAN; CUI, J.; WANG, J.; KANG, Y.; DENG, J.; HUANG. Degradation of aqueous phenol by combined ultraviolet and electrochemical oxidation treatment. **Journ. of Clean. Product.**, v. 436, p. 140672, jan. 2024. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.140672>>. Acesso em: 26 dez. 2024.

YANG, J.; ZHU, M.; DIONYSIOU, D. D. What is the role of light in persulfate-based advanced oxidation for water treatment?. **Water Research**, v. 189, p. 116627, 2021. DOI: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116627>>. Acesso em: 09 dec. 2024.

YOUNG, A. R.; CLAVEAU, J.; ROSSI, A. B. Ultraviolet radiation and the skin: Photobiology and sunscreen photoprotection. **Jour. Am. Acad. Dermatol.**, v. 76, n° 3, p. 101- 109. 2017. DOI: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaad.2016.09.038>>. Acesso em: 20 jan. 2025.

ZHAO, H.; CAO, Y.; LIU, Y.; WANG, H.; YU, H. Efficient degradation of phenol by MnOOH-rGO composite with high peroxymonosulfate utilization efficiency. **Chemosphere**, v. 336, p. 139200, 2023, DOI: <[https://doi.org/10,1016/j.chemosphere,2023,139200](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere,2023,139200)>. Acesso em: 11 jul. 2023.