



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIAS
AMBIENTAIS (PPGECIA)



LIDIVANIA BARBOSA LIMA

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO BISFENOL A E SUA REMOÇÃO EM
ÁGUA UTILIZANDO A BIOMASSA ATIVADA DE INGÁ-CIPÓ (*Inga edulis*)

SÃO CRISTÓVÃO - SE

2025

LIDIVANIA BARBOSA LIMA

**AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO BISFENOL A E SUA REMOÇÃO EM
ÁGUA UTILIZANDO A BIOMASSA ATIVADA DE INGÁ-CIPÓ (*Inga edulis*)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Andréa Novelli

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Eliana Midori Sussuchi

SÃO CRISTÓVÃO - SE

2025

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

LIDIVANIA BARBOSA LIMA

**AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DO BISFENOL A E SUA REMOÇÃO EM
ÁGUA UTILIZANDO A BIOMASSA ATIVADA DE INGÁ-CIPÓ (*Inga edulis*)**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e
Ciências Ambientais da Universidade Federal de Sergipe em 05 de novembro de 2025

BANCA EXAMINADORA:

Prof.^a Dr.^a Andréa Novelli (Orientadora)
(PPGECIA/UFS)

Prof.^a Dr.^a Eliana Midori Sussuchi (Coorientadora)
(PPGQ/UFS)

Prof.^a Dr.^a Suzelei Rodgher (examinador externo)
(Departamento de Engenharia Ambiental /UNESP)

Prof. Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa (examinador interno)
PPGECIA/UFS

Agradecimentos

Agradecer, de acordo com o dicionário, é manifestar gratidão. Expressar esse sentimento por algo ou alguém é reconhecer que nenhum percurso é trilhado sozinho e que cada apoio, incentivo e palavra de encorajamento nos ajudam a aproximar nossos sonhos da realidade. Sempre temos aqueles que nos apoiam, nos incentivam e acreditam em nossos sonhos, tornando-os mais próximos da realidade e nos permitindo refletir sobre onde queremos chegar. Compreendemos, assim, que nem sempre a “chegada” é o mais importante, mas sim o caminho percorrido. Esse percurso precisa ser prazeroso, o que não significa estar livre de obstáculos, desafios e dificuldades. Felizmente, a escrita científica, mesmo diante de sua rigidez, nos concede um espaço como este para expressar gratidão e usar o “eu” com mais liberdade. O presente trabalho não teria chegado até o fim sem o apoio de pessoas muito importantes.

Dessa forma, primeiramente, agradeço ao meu Deus, Jeová, que me sustenta, me guia e está presente em todos os momentos da minha vida. Agradeço também à minha família, minha mãe Ana, meu pai Derivaldo e minhas irmãs Denise e Lidiane, pelo amor, incentivo e apoio incondicional ao longo desses mais de dois anos. Não foi fácil sair de casa e ficar ausente da rotina familiar; o início foi difícil, mas sem vocês eu não teria conseguido.

À Universidade Federal de Sergipe (UFS), pelas vivências, trocas de saberes e experiências durante a pós-graduação. À minha orientadora, Prof.^a Dr.^a Andréa Novelli, por ter ampliado meus horizontes no campo da Ecotoxicologia de Ambientes Aquáticos e por ter me recebido em seu laboratório. Foi um prazer fazer parte do Grupo de Estudos de Ecossistemas Aquáticos (LABGEEA) durante esses dois anos. Muito obrigada, professora, pela orientação, paciência e incentivo. À Prof.^a Dr.^a Eliana Midori Sussuchi, minha coorientadora, pela disponibilidade, coorientação e por ter aberto as portas do laboratório do Grupo de Pesquisa em Sensores Eletroquímicos e Nanomateriais (SEnM), onde pude aprender e desenvolver grande parte da minha pesquisa.

Tive a alegria de fazer amizades que tornaram essa caminhada mais leve. Aos amigos que fiz no LABGEEA, Angel Tomé, Farlene Antunes, Emilly Gomes e Rayssa Mendonça, obrigada por tudo o que me ensinaram e compartilharam. Quando eu cheguei, tinha pouca experiência em trabalhos de laboratório, e tudo o que desenvolvi aprendi com vocês. Sem o apoio, a paciência e o incentivo de cada um, teria sido muito mais difícil enfrentar a rotina dos experimentos. Foram muitos momentos bons, entre risadas e o desespero com prazos e entregas de trabalhos. Esta pesquisa também é de vocês. Agradeço, ainda, aos demais alunos que

chegaram ao laboratório ao longo desse período e com quem tive o prazer de compartilhar o que aprendi, ajudando e aprendendo novamente a cada nova convivência.

Agradeço aos amigos Erica Porto e Lucas Lima, que foram essenciais para o desenvolvimento da minha pesquisa. Obrigada pelo apoio, pelas trocas, pelas risadas, pelos momentos felizes e pela companhia nas saídas às 22h da UFS. Levarei tudo isso comigo, assim como a amizade sincera de vocês. Sou muito grata a ambos.

Agradeço também aos amigos do laboratório SENM, carinhosamente chamados de Cascavéis, Wandson, José Carlos (Zeca), Gabriel, Ana e toda a equipe, pelas risadas e reflexões divertidas durante os cafês na copa, espaço esse apelidado carinhosamente de “CAPS III”. A convivência com vocês tornou o caminho mais leve e prazeroso, mostrando que o coletivo tem o poder de fortalecer o individual.

Agradeço, com carinho especial, à minha colega de turma do mestrado, Mylena Andonof, que, como veterana da UFS, foi fundamental quando cheguei. Nos primeiros dias, em que tudo ainda era novo e eu mal sabia como me virar dentro da universidade, ela esteve presente, me ajudando, orientando e tornando essa adaptação muito mais leve. Sua ajuda e amizade fizeram toda a diferença.

Aproveito para agradecer, com carinho e um toque de humor, aos bichinhos do laboratório, *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestrii* e *Chironomus sancticaroli*, que foram os organismos utilizados nos testes. Durante os dois anos de mestrado, cuidei deles com atenção, quase como pequenos bebês. Sem eles, esta pesquisa simplesmente não existiria.

Aos amigos que fiz em Sergipe, em especial Hellen Brito e Elenalva Brito, obrigada por todo o carinho, apoio e amizade sincera ao longo desses anos. Vocês me mostraram que o amor cristão nos identifica e nos une, não importa onde estejamos. Levarei vocês comigo.

Por fim, agradeço a mim mesma, pois de nada adiantaria todo o suporte externo se, internamente, eu não aceitasse o desafio e não fizesse acontecer. No mais, obrigada a todos que, de alguma forma, contribuíram para que este trabalho se concretizasse.

“Aqueles que contemplam a beleza da
Terra encontram reservas de força que
durarão enquanto durar a vida.”

- Rachel Carson, 'Primavera Silenciosa'.

RESUMO

O bisfenol A (BPA) é uma substância utilizada na produção de plásticos e resinas, reconhecida por causar efeitos nocivos ao meio ambiente e à saúde humana. Por se tratar de um disruptor endócrino, o BPA pode provocar alterações hormonais, problemas reprodutivos e impactos no crescimento e metabolismo de organismos aquáticos e seres humanos. Diante desse cenário, a busca por estratégias eficazes que possibilitem sua remoção representa um desafio atual. Nesse estudo, foi investigada a toxicidade do BPA para organismos de água doce antes e após a aplicação de técnicas de adsorção, utilizando a biomassa ativada da casca da *Inga edulis* como material adsorvente. Dessa forma, foram realizados ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestrii* CE₅₀ (24 e 48h) e *Chironomus sancticaroli* CL₅₀ (96 h). Os valores médios da CE₅₀ (24 e 48h) para *D. similis* foram 10,50 e 8,89 mg L⁻¹, respectivamente; já os da *C. silvestrii* foram 5,64 e 3,63 mg L⁻¹, respectivamente, enquanto para *C. sancticaroli* a CL₅₀ (96h) foi de 3,32 mg L⁻¹. Após a determinação dos valores das CE/ CL₅₀ ao BPA iniciou-se o estudo de otimização dos parâmetros de adsorção, incluindo cinética, pH, isoterma e dosagem ideal. A biomassa foi previamente caracterizada por técnicas de análises por MEV, FTIR, TG, CHN, BET, XPS e determinação de PZC, as quais confirmaram modificações estruturais e a presença de grupos funcionais relevantes para o processo de ativação e adsorção. Os ensaios de adsorção demonstraram redução significativa da concentração de BPA nas amostras, obtendo taxas de remoção de 38 a 61%. Além disso, as concentrações de BPA das amostras antes e após o processo de adsorção foram quantificadas por eletroquímica e espectrofotometria UV-Vis. Quando as amostras tratadas foram novamente expostas aos organismos-teste, observou-se sobrevivência de 100% para *D. similis* em 24 h e de 80% em 48 h, de 100% para *C. silvestrii* em ambos os períodos de exposição (24 e 48 h) e de 98% para *C. sancticaroli* em 96 h, evidenciando redução expressiva da toxicidade do BPA após o tratamento. Os resultados indicam que a biomassa ativada da casca de *I. edulis* apresenta elevado potencial como material adsorvente ecológico e eficiente, sendo capaz de reduzir significativamente a concentração e a toxicidade do BPA em ambientes aquáticos, contribuindo para o desenvolvimento de alternativas sustentáveis no tratamento de águas contaminadas.

Palavras-chave: Disruptor endócrino; bioensaios, microcrustáceos; adsorção.

ABSTRACT

Bisphenol A (BPA) is a substance used in the production of plastics and resins and is recognized for causing harmful effects on the environment and human health. As an endocrine disruptor, BPA can cause hormonal alterations, reproductive problems, and impacts on the growth and metabolism of aquatic organisms and humans. In this context, the search for effective strategies that enable its removal represents a current challenge. In this study, the toxicity of BPA to freshwater organisms was investigated before and after the application of adsorption techniques, using activated biomass from *Inga edulis* bark as the adsorbent material. Acute toxicity assays were conducted with *Daphnia similis* and *Ceriodaphnia silvestrii* to determine CE50 values (24 and 48 h), and with *Chironomus sancticaroli* to determine the CL50 (96 h). The mean CE50 values (24 and 48 h) for *D. similis* were 10.50 and 8.89 mg L⁻¹, respectively; for *C. silvestrii*, they were 5.64 and 3.63 mg L⁻¹, respectively; while for *C. sancticaroli*, the CL50 (96 h) was 3.32 mg L⁻¹.

After determining the CE50 and CL50 values for BPA, the optimization of adsorption parameters was carried out, including kinetics, pH, isotherms, and optimal dosage. The biomass was previously characterized using SEM, FTIR, TG, CHN, BET, XPS, and point of zero charge (PZC) analyses, which confirmed structural modifications and the presence of functional groups relevant to the activation and adsorption processes. The adsorption assays demonstrated a significant reduction in BPA concentration in the samples, with removal efficiencies ranging from 38% to 61%. In addition, BPA concentrations before and after the adsorption process were quantified by electrochemical techniques and UV–Vis spectrophotometry. When the treated samples were re-exposed to the test organisms, survival rates of 100% for *D. similis* at 24 h and 80% at 48 h, 100% for *C. silvestrii* at both exposure periods (24 and 48 h), and 98% for *C. sancticaroli* at 96 h were observed, evidencing a substantial reduction in BPA toxicity after treatment. The results indicate that activated *I. edulis* bark biomass has high potential as an ecological and efficient adsorbent material, capable of significantly reducing BPA concentration and toxicity in aquatic environments, thus contributing to the development of sustainable alternatives for the treatment of contaminated waters.

Keywords: Endocrine disruptor; bioassays; microcrustaceans; adsorption.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Propriedades físico-químicas do BPA.....	10
Tabela 2 - Concentrações de BPA em rios, lagos, sedimentos e águas residuais ao redor do mundo.....	15
Tabela 3 - Estudos que avaliaram os efeitos adversos do BPA em organismos aquáticos, com valores de CE50 e CL50 para diferentes grupos	17
Tabela 4 - Condições experimentais otimizadas para determinação de BPA	34
Tabela 5 - Concentração efetiva para 50% de organismo (CE50) e concentração letal para 50% dos indivíduos (CL50) de BPA em um intervalo de tempo de 24, 48 e 96 h para os organismos <i>D. similis</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. sancticaroli</i> e suas respectivas faixas de sensibilidade (entre parênteses)	41
Tabela 6 - Concentrações das soluções-teste (mg L^{-1}) determinadas por espectrofotometria UV-Vis.	52
Tabela 7 - Recuperação das concentrações de BPA correspondentes a CE/ CL50 antes e após o tratamento com a biomassa ativada.	54
Tabela 8 - Valores médios de sobrevivência (%) em 24h, 48h e 96h dos organismos-teste expostos ao BPA após o tratamento de adsorção obtidos no primeiro cenário.....	56
Tabela 9 - Valores médios de sobrevivência (%) em 24h, 48h e 96h dos organismos-teste expostos ao BPA após o tratamento de adsorção obtidos no segundo cenário.	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fontes de Contaminantes Emergentes no Meio Ambiente.....	6
Figura 2 - Estrutura molecular do BPA em (a) 2D e (b) 3D	11
Figura 3 - Síntese do BPA	11
Figura 4 - Representação das diferentes partes da <i>I. edulis</i> : a) parte da árvore; b) folha; c) nectário foliar (seta); d) inflorescências com botões e flores; e) cálice; f) fruto; g) semente; h) sarcotesta (seta 1) e embrião (seta 2)	21
Figura 5 - Ilustração das diferentes etapas que compõem a presente pesquisa com o contaminante BPA.....	23
Figura 6 - Figura ilustrando os organismos-teste utilizados no presente estudo. Em a) <i>D. similis</i> e b) <i>C. silvestrii</i>	24
Figura 7 - Figura ilustra o organismo-teste <i>Chironomus sancticaroli</i> utilizado no presente estudo. Em a) desova; b) IV estágio larval; c) pupas; d) adultos machos e fêmeas	25
Figura 8 - Ilustração da metodologia do teste de toxicidade aguda com os organismos-teste: <i>D. similis</i> e <i>C. silvestrii</i>	27
Figura 9 - Ilustração da metodologia do teste de toxicidade com o organismo-teste <i>C. sancticaroli</i>	28
Figura 10 - Etapas de preparo e ativação química da biomassa de <i>I. edulis</i>	30
Figura 11 - Imagem do microssistema eletroquímico	33
Figura 12 - Fluxograma do processo de desenvolvimento do método eletroanalítico para determinação do BPA.....	34
Figura 13 - Sequência experimental dos testes de toxicidade com os organismos-teste <i>D. similis</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. sancticaroli</i> : desde a preparação das amostras, passando pelo ensaio de adsorção e determinação da CE ₅₀ e CL ₅₀ antes e após o ensaio de adsorção, até a exposição dos organismos após o ensaio de adsorção.....	36
Figura 14 - Etapas dos testes de toxicidade após o processo de adsorção com os organismos-teste: <i>D. similis</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. sancticaroli</i> . A ilustração representa a sequência experimental, desde a preparação das soluções até a exposição dos organismos.	37
Figura 15 - Resultado dos testes de sensibilidade da <i>C. silvestrii</i> exposta ao NaCl.....	38
Figura 16 - Resultado dos testes de sensibilidade da <i>C. silvestrii</i> exposta ao NaCl.....	39
Figura 17 - Resultado dos testes de sensibilidade da <i>C. sancticaroli</i> exposta ao KCl.....	40
Figura 18 - Resultados das capacidades de adsorção para diferentes dosagens de BMIG.....	47
Figura 19 - Resultados do estudo de adsorção com variação de pH	49

Figura 20 - Resultados das cinéticas de adsorção	50
Figura 21 - Resultados da influência da temperatura na capacidade de adsorção das amostras de BMIGA	51
Figura 22 -Voltamogramas VPD empregando o E/HEACit5% para recuperação do BPA, a) antes do processo de adsorção e b) após o processo de adsorção sob condições otimizadas: Tampão B-R pH 7, amplitude de pulso 90 mV, tempo de pulso 5 ms e velocidade de varredura de 30 Mv S ⁻¹	53

LISTA DE SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
APEC – Cooperação Econômica Ásia-Pacífico
ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
BET – Brunauer-Emmett-Teller
BMIG – Biomassa de Ingá
BMIGA – Biomassa de Ingá Ativada
BPA – Bisfenol A
CE₅₀ – Concentração Efetiva Média
CEs – Contaminantes Emergentes
CENO – Concentração de Efeito Não Observável
CEO – Concentração de Efeito Observado
CHN – Análise elementar
CI – Concentração de Imobilidade
CL₅₀ – Concentração Letal
DDT – Diclorodifeniltricloroetano
EDX – Espectroscopia de raios X por energia dispersiva
EIE – Espectroscopia de Impedância Eletroquímica
EFSA – European Food Safety Agency Alimentar
ETEs – Estações de Tratamento de Esgoto
FITR – Espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier
HPLC – Espectrofotometria e Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
IDT – Ingestão Diária Tolerável
LANamMF – Laboratório em Nano Tecnologia e Materiais Funcionais
MEV – Microscopia eletrônica de varredura
ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PCBs – Parabenos e Policloro-bifenilos
PCZ – Ponto de carga zero
PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos
REACH – Autorização e Restrição de Produtos Químicos
SOP – Síndrome dos Ovários Policísticos
TG – Análise termogravimétrica
UV-VIS – Espectrofotômetro UV Visível

VC – Voltametria cíclica

XPS – Espectroscopia de fotoelétrons de raios X

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	3
2. OBJETIVOS	4
2.1. Objetivo Geral	4
2.2 Objetivos Específicos:	4
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
3.1. Água e Contaminantes Emergentes	5
3.2. Bisfenol A: produção e restrições	8
3.3. BPA e sua exposição em seres humanos	12
3.4. Efeitos tóxicos do BPA em ecossistemas aquáticos	14
3.5. Estudos ecotoxicológicos.....	18
3.6. <i>Inga edulis</i> : uma alternativa sustentável para a adsorção de contaminantes	19
4. METODOLOGIA	22
4.1. Testes ecotoxicológicos: organismos-teste e condições de cultura	23
4.1.1. <i>Ceriodaphnia. silvestrii</i> e <i>Daphnia. similis</i>	23
4.1.2. <i>Chironomus sancticaroli</i>	24
4.1.3. <i>Raphidocelis subcaptata</i>	25
4.1.4. <i>Testes de sensibilidade</i>	25
4.2. Bioensaios toxicológicos para determinar a CE ₅₀ (24h e 48h) e CL ₅₀ (96h).....	26
4.3. Obtenção e caracterização do material adsorvente a partir das cascas da <i>Inga edulis</i> .	29
4.4. Caracterização da <i>I. edulis</i>	30
4.5. Definição das condições ótimas para os ensaios de adsorção	31
4.6. Quantificação do BPA: espectrofotômetro UV visível e eletroquímica.....	32
4.6.1. <i>Quantificação por espectrofotômetro UV-Vis</i>	32
4.6.2. <i>Quantificação por eletroquímica: caracterização do sistema</i>	33
4.7. Bioensaios ecotoxicológicos após o tratamento de adsorção	35

4.8. Tratamento estatístico e análise dos resultados	38
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1. Teste de sensibilidade com <i>D. similis</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. sancticaroli</i>	38
5.2. Teste de toxicidade aguda com BPA utilizando os organismos <i>D. similis</i> , <i>C. silvestrii</i> e <i>C. sancticaroli</i>	40
5.3. Ensaio de adsorção: resumo das caracterizações	45
5.4. Ensaio de adsorção: condições ótimas.....	47
5.5. Quantificação das soluções-teste: espectrofotometria (UV/Vis) e eletroquímica	52
5.5.1. <i>Quantificação das concentrações nominais: espectrofotometria (UV/Vis)</i>	52
5.5.2. <i>Quantificação por eletroquímica: antes e após os ensaios de adsorção</i>	53
5.6. Testes de toxicidade após o tratamento de adsorção	54
a) <i>Teste pós adsorção: primeiro cenário</i>	54
b) <i>Teste após adsorção: segundo cenário</i>	56
6. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS	60
APÊNDICE I - CURVA ANALÍTICA DE CALIBRAÇÃO DO BPA NO UV-VIS	87
APÊNDICE II - CURVA ANALÍTICA DE CALIBRAÇÃO DO BPA NO MÉTODO ELETROQUÍMICO	87

1. INTRODUÇÃO

Os usos múltiplos da água têm resultado na introdução de uma variedade de substâncias químicas no meio ambiente, afetando o solo, o ar, e águas superficiais e subterrâneas. Nesse contexto, destaca-se a crescente preocupação quanto à presença de contaminantes emergentes (CEs), substâncias naturais ou sintéticas que podem causar efeitos adversos aos ecossistemas, sendo frequentemente lançadas em corpos hídricos e não são frequentemente monitoradas (Sim *et al.*, 2025; Rodriguez-Narvaez *et al.*, 2017).

O bisfenol A (BPA) é um composto aplicado na produção de polímeros e resinas. É comumente utilizado no cotidiano, na impressão em papéis térmicos, na fabricação de recipientes plásticos e em revestimento de latas (Beserra *et al.*, 2016). O BPA é classificado como um poluente emergente devido à ampla aplicação na sociedade, à capacidade de bioacumulação e aos efeitos nocivos que exerce sobre o sistema endócrino de seres humanos e de organismos aquáticos. O BPA apresenta efeitos que incluem alterações do sistema hormonal, resultando em disfunções metabólicas, problemas reprodutivos e alterações celulares, devido à sua ação como disruptor endócrino (Ghosh; Tripathy; Ghosh, 2022). Esses impactos negativos interferem tanto na saúde ambiental quanto na humana, uma vez que o BPA pode interferir no sistema hormonal, imitando ou bloqueando hormônios naturais, representando riscos para os organismos de diferentes níveis tróficos e para os seres humanos (Zhang *et al.*, 2024).

A exposição ao BPA pode causar desequilíbrios hormonais, afetando a reprodução e o desenvolvimento fisiológico (Ghosh; Tripathy; Ghosh, 2022), além de infertilidade em mulheres (Caserta *et al.*, 2013) e a diminuição da função sexual em homens (Li *et al.*, 2010). Em organismos aquáticos, o BPA está associado a alterações no crescimento, morfologia, atividade enzimática (Xiang *et al.*, 2018), a efeitos citotóxicos em zooplâncton (Puthumana, 2024).

Os estudos ecotoxicológicos desempenham papel fundamental no monitoramento e na identificação de alterações na biota dos ecossistemas aquáticos, como modificações comportamentais, reprodutivas e fisiológicas. Dessa forma, a ecotoxicologia contribui para avaliar os efeitos do BPA e auxiliar na compreensão dos riscos associados a esse composto (Dahms *et al.*, 2016). Pesquisas voltadas para a remoção de bisfenol em efluentes envolvem o uso de técnicas como degradação fotocatalítica (Huang *et al.*, 2024), degradação fotoquímica (Płatkiewicz *et al.*, 2023) e adsorção (Jia *et al.*, 2024). A técnica de adsorção tem sido utilizada na remoção de poluentes de águas residuais devido à sua eficiência, fácil aplicação, possibilidade de reaproveitamento dos materiais adsorventes e baixo impacto ambiental.

Diferentes adsorventes são empregados nesse processo, incluindo biocarvão, materiais biossorventes, biomassa e carvão ativado, argilas, nanopartículas, polímeros e compósitos, todos reconhecidos pela capacidade de reter contaminantes (Tyagi; Anand, 2024). Para aumentar a eficiência de biomassas e do biocarvão, por exemplo, a ativação química é frequentemente aplicada, pois melhora as propriedades adsorventes ao ampliar a área superficial e a porosidade. Como resultado, a capacidade de adsorção é potencializada, tornando esses materiais mais eficazes na remoção de substâncias indesejadas (Rahmawati *et al.*, 2021).

Esses materiais diferenciam-se em disponibilidade, custo-benefício, potencial de regeneração, podendo ser obtidos a partir de fontes ecológicas (Satyam; Patra, 2024). As técnicas de quantificação de BPA mais utilizadas em estudos incluem a Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (HPLC) e espectrofotometria de absorção molecular (UV-VIS), e técnicas como a eletroquímica também podem ser utilizadas.

Diante da necessidade reduzir os efeitos do BPA sobre os organismos aquáticos, este estudo avaliou sua toxicidade em diferentes espécies de organismos de água doce. Além de investigar a eficiência da remoção do BPA por adsorção, utilizando a biomassa ativada derivada da *Inga edulis*, comparando os efeitos antes e após o tratamento de adsorção.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar os efeitos tóxicos do bisfenol A em organismos aquáticos e a eficiência da biomassa de *Inga edulis* ativada com ácido sulfúrico como alternativa sustentável para a remoção do bisfenol A em meio aquoso.

2.2 Objetivos Específicos:

- Determinar os valores da CE_{50} (24 e 48 horas) para os organismos-teste *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii* expostos ao bisfenol A, através dos testes de toxicidade aguda;
- Estabelecer os valores da CL_{50} (96 horas) para os organismos-teste *Chironomus sancticaroli* expostos ao bisfenol A, através dos testes de toxicidade aguda;
- Definir as condições ótimas para a realização dos ensaios de adsorção;
- Avaliar a remoção do bisfenol A por meio de adsorção utilizando biomassa ativada de *Inga edulis*;

- Avaliar a eficiência de remoção do bisfenol A após o tratamento com a biomassa derivada da *Inga edulis* através de testes de toxicidade;
- Quantificar o bisfenol A em meio aquoso por meio de análises de eletroquímica antes e após o processo adsorção.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Água e Contaminantes Emergentes

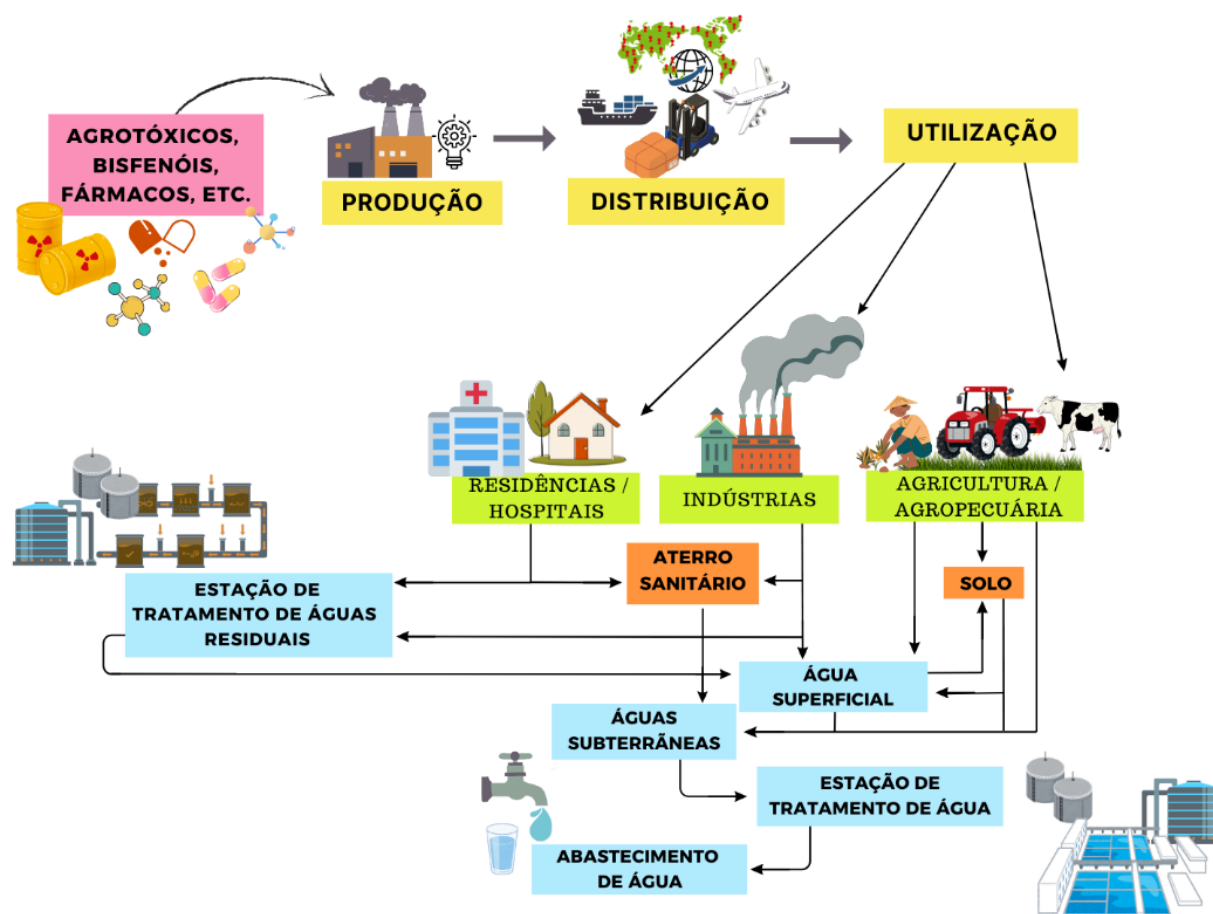
A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) estabelece que a água é um recurso essencial à sobrevivência dos seres vivos e exerce funções fundamentais para a subsistência, sendo indispensável aos processos biológicos. Entre os usos múltiplos da água, destacam-se o consumo humano, a dessedentação animal, o uso agrícola e industrial, a geração de energia, a saúde pública e o saneamento, a manutenção dos ecossistemas, a recreação e o lazer, a segurança alimentar e o uso doméstico (Brasil, 1997).

Nas últimas décadas, a industrialização, a urbanização e o crescimento populacional intensificaram o uso de produtos químicos que podem representar potenciais riscos à saúde humana e ao equilíbrio ecológico e do meio ambiente (Sim *et al.*, 2025). A crescente demanda e o uso excessivo da água para diversos fins têm ocasionado o lançamento de uma diversidade de substâncias químicas que podem ser detectadas tanto em águas superficiais quanto em águas subterrâneas (Meena *et al.*, 2025). Esses poluentes, que abrangem os denominados contaminantes emergentes, refletem diretamente na gestão sustentável dos recursos hídricos, tornando-se um desafio, pois comprometem a qualidade da água e afetam negativamente todos os usos múltiplos essenciais, como o abastecimento público, a indústria, agricultura e a manutenção dos ecossistemas aquático (Barbosa *et al.*, 2016a).

Os contaminantes emergentes (CEs) têm sido identificados como compostos de preocupação na água, devido aos seus potenciais impactos sobre o ambiente e à saúde humana (Li *et al.*, 2024). Produtos químicos potencialmente tóxicos podem causar afeitos adversos dependendo da sua concentração, forma e tempo de exposição (inalação, ingestão, contato dérmico) (Mofijur *et al.*, 2021). Os CEs também representam um desafio para os sistemas de tratamento de água, pois são frequentemente detectados em concentrações muito baixas, variando de ng L^{-1} a $\mu\text{g L}^{-1}$, o que dificulta a sua remoção de forma eficiente (Wilkinson Jhon *et al.*, 2022; Rathi; Kumar; Show, 2021).

As fontes de CEs podem ter diversas origens, tais como: águas residuais, efluentes da agricultura, hospitalares, domésticos, industriais e lixiviação de aterros. Além disso, seguem diferentes rotas até chegar nos corpos hídricos, como ilustrado na Figura 1 (Barbosa *et al.*, 2016b; Marumure *et al.*, 2024).

Figura 1 - Fontes de Contaminantes Emergentes no Meio Ambiente



Fonte: Adaptado de Barbosa *et al.* (2016).

Na literatura é apresentada uma gama de CEs, os quais são divididos em categorias como, por exemplo, as tintas, corantes (Rathod; Chavan; Kim, 2025) fármacos, fenóis, efluentes de petróleo (hidrocarbonetos), toxinas de algas, polímeros (BPA e seus análogos), pesticidas (Broers *et al.*, 2024), plastificantes, nanopartículas, efluentes de fábricas de papel, produtos de higiene pessoal, fragrâncias e hormônios (Singh *et al.*, 2023). Estes produtos são utilizados diariamente em todo o mundo, fato que colabora ainda mais para o aumento crescente desses tipos de contaminantes nos ecossistemas aquáticos (Chen *et al.*, 2022). Eles ingressam no ciclo hidrológico principalmente por meio das redes de esgoto, em decorrência ao descarte inadequado, favorecendo o acúmulo de compostos nocivos no ambiente (Krishnan *et al.*, 2023).

As Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) desenvolvem um processo que, muitas vezes, é ineficaz para a remoção completa de contaminantes emergentes. Após o tratamento, os efluentes ainda contendo fármacos, agrotóxicos, surfactantes e microplásticos são lançados nos rios, lagos e córregos (Shahid *et al.*, 2021). Apesar de até o momento não haver tratamentos eficazes implementados, esforços conjuntos entre microbiologistas, engenheiros, químicos e cientistas da computação têm sido direcionados a pesquisas que buscam melhorar a previsibilidade dos modelos e aumentar a eficiência econômica da remoção de contaminantes no tratamento de águas residuais (Rios-Miguel *et al.*, 2023). Diversas tecnologias podem ser incorporadas a esse processo, como a osmose reversa, a nanofiltração, a osmose direta, a destilação por membrana, além da ultrafiltração, da microfiltração e do carvão ativado, as quais podem ser empregadas para aprimorar a eficiência dos sistemas de tratamento de água (Khan *et al.*, 2023).

Nesse contexto, os CEs têm recebido atenção devido aos efeitos nocivos à saúde humana e ambiental. A relação direta entre esses compostos e os seres humanos ocorre principalmente porque muitos dos CEs, como produtos químicos sintéticos e naturais, possuem a capacidade de interferir no sistema endócrino dos organismos, tendo a probabilidade de causar efeitos biológicos adversos, mesmo que em concentrações muito baixas (Bergman *et al.*, 2013). Dentro do grupo dos CEs, destaca-se uma classe específica conhecida como disruptores endócrinos, do inglês *Endocrine Disrupting Chemicals* (EDCs). Esses compostos interferem na ação dos hormônios naturais, afetando sua função, produção e secreção. Como reconhecimento da sua periculosidade, o Regulamento Europeu para Registro, Avaliação, Autorização e Restrição de Produtos Químicos (REACH) classificou, em 2023, os disruptores endócrinos como substâncias de grande preocupação (ECHA, 2023). Alguns exemplos de disruptores endócrinos são o BPA, os ftalatos, o DDT (Diclorodifeniltricloroetano), os parabenos e os Policloro-Bifenilos (PCBs).

A presença de CEs na água tem sido registrada em diversas regiões do mundo, e o avanço das técnicas analíticas sensíveis tem possibilitado a detecção cada vez mais precisa (Montagner; Vidal; Acayaba, 2017). Entre essas técnicas destacam-se: cromatografia líquidas e gasosa acoplada à Espectrometria de Massa (López *et al.*, 2013; Ammann *et al.*, 2014), espectrofotometria UV-Vis UV-Vis (Zahmatkesh *et al.*, 2022), métodos eletroquímicos como voltametria (Raymundo-Pereira *et al.*, 2017), amperometria (Rodriguez-Mozaz; Lopez De Alda; Barceló, 2007) e potenciometria (Biyana Regasa; Nyokong, 2022), além de biossensores ópticos (Zhou *et al.*, 2021) e eletroquímicos (Kanoun *et al.*, 2021).

3.2. Bisfenol A: produção e restrições

O BPA é um dos compostos com maior volume de produção no mundo (Gewurtz *et al.*, 2021). Dados mostram que a produção global de BPA aumentou progressivamente de 5 para 8 milhões de toneladas durante os anos de 2010 a 2016 (Abraham; Chakraborty, 2018). Conforme Lemler *et al.* (2018), a projeção de produção global de BPA para o ano de 2022 era de aproximadamente 10,6 milhões de toneladas. Segundo os relatórios de análise de mercado da *Global Industry Analysts* (2024), estima-se, até o momento, uma produção de cerca de 8,18 milhões de toneladas de BPA no mercado em 2024, podendo atingir 11,23 milhões de toneladas até o ano de 2029.

Os maiores produtores de BPA no mundo são os países da Ásia-Pacífico (APEC - Cooperação Econômica Ásia-Pacífico), um bloco composto por mais de 21 países, que são considerados os maiores consumidores e produtores de BPA do mundo. No território da Ásia-Pacífico, há uma alta concentração de indústrias modernas com tecnologias avançadas que impulsionam a produção de BPA e plásticos, dado que o BPA é elementar para a produção de resina epóxi e policarbonatos (Grand View Research, 2024).

O parecer da *European Food Safety Authority* (EFSA, 2015) apontou a presença de BPA em alimentos e produtos de uso cotidiano, além de apresentar dados sobre sua ingestão. Nesse documento, o valor da Ingestão Diária Tolerável (IDT) foi reduzido de $50 \mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$ de peso corporal/dia para $4 \mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$, e em 2023, propôs um novo limite de $0,2 \text{ ng kg}^{-1}$ de peso corporal/dia, em razão dos riscos à saúde pública (European Food Safety Authority, 2023).

No Brasil, a regulamentação do BPA é conduzida principalmente pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa) e abarca o uso do BPA em materiais que entram em contato com alimentos. Mesmo com as medidas de controle, ainda há lacunas na regulamentação que abrange o BPA. A Resolução RDC nº 41/2011 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa, 2011) proibiu o uso de BPA em mamadeiras e limitou a migração para alimentos para $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$. A medida entrou em vigor em janeiro de 2012 (Anvisa, 2020). Um dos motivos dessa decisão está associado com a comprovação por meio de estudos que a exposição ao BPA pode causar problemas neurológicos, especialmente em crianças expostas ao composto nos primeiros anos de vida (Beserra *et al.*, 2016).

A Resolução de Diretoria Colegiada nº 122, de 1º de setembro de 2022 revogou a Resolução de Diretoria Colegiada nº 41, de 2011, que proíbe a importação e fabricação de mamadeiras que contenham BPA, considerando a maior exposição e susceptibilidade dos indivíduos usuários deste produto. Esta proibição está vigente desde janeiro de 2012 e foi feita

por meio da Resolução RDC nº 41/2011. Assim, mamadeiras em policarbonato não podem ser comercializadas no Brasil (Brasil, 2021). Essa medida foi adotada devido às evidências de que as crianças são mais vulneráveis aos compostos tóxicos, considerando que seus órgãos ainda estão em processo de desenvolvimento estrutural e funcional e, como o BPA é um disruptores endócrinos, ele pode interferir no funcionamento da tireoide em bebês e crianças, reforçando a necessidade de proteção dessa faixa etária (Mikołajewska; Stragierowicz; Gromadzińska, 2015; Martínez-Guijarro *et al.*, 2024).

Países como França, Dinamarca, União Europeia, China, Suécia, Estados Unidos, Bélgica e Canadá, por exemplo, impuseram limitações à utilização do BPA em produtos destinados ao público infantil. Dentre esses países, o Canadá foi um dos primeiros países a considerar o BPA como substância nociva, proibindo a sua utilização em mamadeiras (Santos *et al.*, 2023). Entretanto, as restrições impostas ao BPA, aliadas à demanda por alternativas, levaram as indústrias, nas últimas três décadas, a sintetizar mais de 20 análogos como possíveis substituto do BPA, entre os quais se destacam o Bisfenol S (BPS), Bisfenol F (BPF), Bisfenol AF (BPAF), Bisfenol AP (BAP), Bisfenol B (BPB), Bisfenol C (BPC), Bisfenol FL (BPFL) e Tetrabromobisfenol A (TBBPA), sendo o BPA, o BPS e o BPF os que mais utilizados nas indústrias (Czarny-Krzyminińska; Krawczyk; Szczukocki, 2023; Gao *et al.*, 2022). Esse movimento regulatório segue em expansão, como evidencia o regulamento (UE) 2024/3190 da Comissão Europeia, publicado em dezembro de 2024, que proíbe a utilização e o comércio de BPA e outros bisfenóis materiais e objetos destinados a entrar em contacto com os alimentos a partir de 20 de janeiro de 2025 (European Commission, 2024).

O BPA geralmente é detectado em níveis de cerca de $1 \mu\text{g L}^{-1}$, sendo encontrado tanto em água potável como em organismos utilizados para alimentação (Esperanza *et al.*, 2020). No entanto, em amostras de água doce foram encontradas concentrações de BPA de até $3,01 \mu\text{g L}^{-1}$ no Brasil (Melo; Brito, 2014; Ramos *et al.*, 2021), $44,65 \mu\text{g L}^{-1}$ na China (Lee *et al.*, 2013) e $85,5 \mu\text{g L}^{-1}$ no Egito (Zhu *et al.*, 2022). Em efluentes de tratamento de águas residuais, as concentrações atingiram de 300 a $370 \mu\text{g L}^{-1}$ (Santos *et al.*, 2023). Já em águas subterrâneas os níveis de BPA podem alcançar concentrações de até $228,04 \mu\text{g L}^{-1}$ (Mora *et al.*, 2022).

O BPA (2,2-bis-(4-hidroxifenil)-propano) foi sintetizado pela primeira vez em 1891 pelo químico russo Aleksandr Dianin (Vandenberg *et al.*, 2009) e, por ser transparente e leve, possibilita a fabricação de diferentes produtos como, por exemplo, o policarbonato, uma resina utilizada na produção de plásticos para promover maior resistência e durabilidade (Beserra *et al.*, 2016). Nesta lista estão incluídos brinquedos infantis, garrafas de água, recipientes reutilizáveis de alimentos e bebidas, tubulações de abastecimento de água (PVC) e tubos

médicos (Rosenfeld; Feng, 2011). Também é aplicado na fabricação de tampas de jaras metálicas, adesivos, como revestimento para paredes, lentes de óculos, e em embalagens de fermento, levedura e cereais (Kay *et al.*, 2005; Bowes; Halden, 2019), além da sua presença em papeis térmicos de recibos de lojas (Gewurtz *et al.*, 2021).

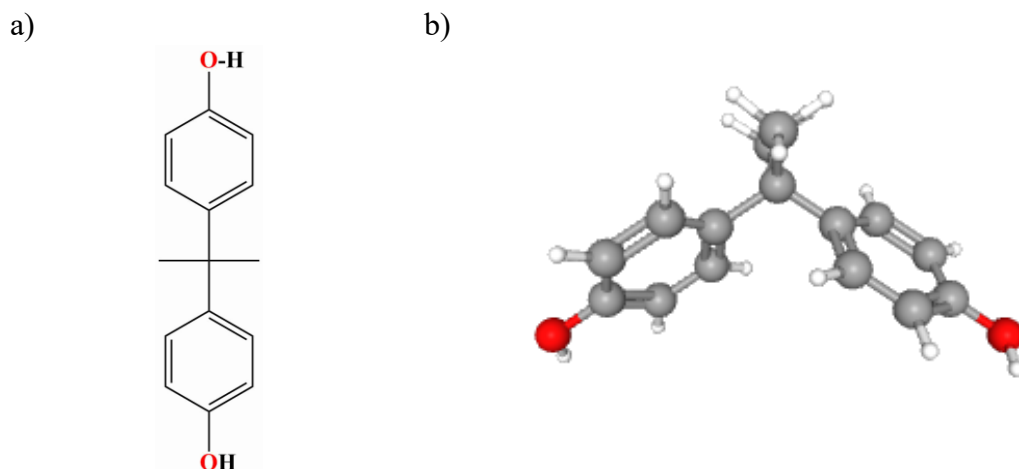
Um dos motivos para a utilização do BPA na produção dos produtos acima relatados é o baixo custo de aquisição da matéria-prima e sua alta resistência, características que conferem durabilidade e bom desempenho ao produto (Martínez-Guijarro *et al.*, 2024). A Tabela 1 resume as principais propriedades físico-químicas do BPA.

Tabela 1 - Propriedades físico-químicas do BPA

Propriedades	Valores
Fórmula molecular	C ₁₅ H ₁₆ O ₂
Peso molecular g mol ⁻¹	228,28
Ponto de ebulição (°C)	360,5
Ponto de fusão (°C)	160
Densidade (g cm ³)	1,195
Coeficiente de partição octanol-água (K _{ow})	3,32
Constantes de dissociação (pK _a)	9,6
Solubilidade (mg L ⁻¹)	300
Pressão de vapor (atm)	4,0 x 10 ⁻⁸ mmHg

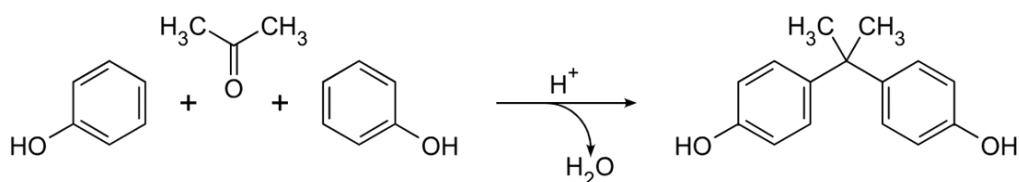
Fonte: PubChem (2024).

A estrutura do BPA apresenta dois grupos funcionais fenol ligados por uma ponte de metil, com dois grupos funcionais metil ligados à ponte (Vandenberg *et al.*, 2009). A Figura 2 apresenta a estrutura molecular do BPA em 2D e 3D, respectivamente.

Figura 2 - Estrutura molecular do BPA em (a) 2D e (b) 3D

Fonte: PubChem (2024).

A síntese de BPA ocorre através da condensação de dois grupos fenóis e uma molécula de acetona na presença de ácido clorídrico (Figura 3). Na síntese, ocorre a condensação ácida de 1 mol de acetona (C_3H_6O), com 2 mol de fenol (C_6H_5OH), tendo a água como subproduto. A reação acontece em pH baixo na presença de um catalisador de ácido e, posteriormente, são realizados os processos de destilação, filtração, secagem e purificação do BPA (De Angelis; Ingallina; Perego, 2004; Altuwair, 2018), assim como é demonstrado na Figura 3, a seguir.

Figura 3 - Síntese do BPA

Fonte: Alonso (2013).

No processo de produção, o fenol e acetona são inseridos em um reator de trocador de cátions. Em seguida, ocorre a adição de um catalisador ácido (ácido clorídrico) para acelerar a reação que ocorre a uma temperatura de $75^{\circ}C$. Depois, a mistura é direcionada para um concentrador para a remoção da água e acetona sob pressão reduzida. Após o resfriamento, o BPA cristaliza e em seguida é lavado com fenol e depois destilado. Esse processo é necessário para que ocorra a remoção das impurezas residuais no composto. (Groshart; Okkerman; Pijnenburg, 2001; De Angelis; Ingallina; Perego, 2004).

3.3.BPA e sua exposição em seres humanos

O BPA atua como um disruptor endócrino (EDC), pois tem a capacidade de provocar desequilíbrios hormonais e afetar processos relacionados à reprodução e ao desenvolvimento fisiológico (Ghosh; Tripathy; Ghosh, 2022). Os EDCs são, em sua maioria, compostos artificiais capazes de interferir no sistema endócrino, o qual é responsável por regular a produção de hormônios no organismo. Esses compostos podem bloquear ou imitar hormônios naturais como os estrógenos e os hormônios tireoidianos, além de impactar a síntese, o metabolismo e a excreção hormonal. Estudos indicam que os EDCs estão associados à ocorrência de cânceres malignos e a alterações nas respostas imunológicas do corpo (Wan; Co; El-Nezami, 2022).

A exposição humana ao BPA pode ocorrer por diferentes vias, como ingestão dietética, contato dérmico ou inalação, sendo a ingestão de alimentos e bebidas a principal forma de exposição. Em especial, líquidos armazenados por longos períodos em recipientes plásticos, sobretudo sob altas temperaturas, apresentam maior risco de liberação de substâncias nocivas, incluindo o BPA, para a água ou bebida consumida (Ginter-Kramarczyk *et al.*, 2022).

Estudo realizado por Cheng *et al.* (2015) investigou a migração do BPA em sistemas de encanamento utilizando tubos de PVC e aço inoxidável. Os resultados dos testes revelaram que o BPA pode migrar de tubos de PVC para a água da torneira, sendo que as concentrações do BPA aumentam com o tempo de contato e com a temperatura. Esse fenômeno, conhecido como lixiviação, intensifica-se quando as tubulações são submetidas a diferentes temperaturas. Consideravelmente, as concentrações de BPA na água da torneira foram significativamente maiores em edifícios que utilizam tubulações de PVC, em comparação com aquelas com tubos de aço inoxidável ou galvanizado. Esses dados ressaltam a importância de considerar o material das tubulações como um fator relevante na potencial exposição humana ao BPA (Cheng *et al.*, 2015).

No que concerne à ingestão dietética (migração de recipientes plásticos contendo alimentos) quando o recipiente BPA plástico é submetido a variações bruscas de temperatura, as moléculas de BPA são desprendidas do polímero e entram em contato com o alimento (Lampe; Cabral; Carvalho, 2023). Nesse sentido, as crianças são um dos grupos mais sensíveis à exposição ao BPA por ingestão dietética, pois apesar da Anvisa restringir o uso de BPA em mamadeiras, outros utensílios como pratos, talheres e brinquedos ainda contém BPA na formulação (Martínez-Guijarro *et al.*, 2024).

Outra via de exposição humana ao BPA e substitutos acontece através do contato direto com papel térmico, que é habitualmente utilizado como revelador de cores em caixa eletrônico, bancos, supermercados, passagens aéreas, e outros tipos de recibos. Quando o BPA é exposto a mudanças de temperatura a cor é revelada. O BPA é o revelador de cor mais utilizado. A transferência do papel térmico para os dedos ocorre quando o papel é manuseado. Estudos têm demonstrado a transferência e a penetração dérmica do BPA a partir do papel térmico (Björnsdotter; de Boer; Ballesteros-Gómez, 2017; Thayer *et al.*, 2016). Essa transferência mostrou-se significativamente maior em condições de elevada umidade e oleosidade cutânea. Além disso, os autores indicam que a absorção do BPA pode depender da presença de vetores, uma vez que substâncias aplicadas sobre a pele podem favorecer a penetração do composto (Biedermann; Tschudin; Grob, 2010).

Estudo apoiado pelo Ministério do Meio Ambiente italiano a respeito dos efeitos tóxicos do BPA em humanos apontou a interferência do BPA na fertilidade (respostas ovarianas) em mulheres. A pesquisa destacou que a detecção do BPA foi maior em mulheres inférteis (72,9%) quando comparado com mulheres férteis (23,1%), e concluiu que o BPA atua no organismo como um xenoestrogênio, isto é, substâncias que imitam estrogênio, ligando-se a receptores estrogênio e estimulando sinais que modificam a expressão genética, tendo por consequência a interferência na sequência do DNA e nos processos de formação de um produto funcional como, por exemplo, síntese de proteínas (Caserta *et al.*, 2013). Além disso, aborto espontâneo (SUGiura-Ogasawara *et al.*, 2005), distúrbios endometriais (Cobellis *et al.*, 2009), anormalidades genitais masculinas (Miao *et al.*, 2011) e câncer de mama (Yang *et al.*, 2008) são algumas das implicações da exposição humana ao BPA, comprometendo a sua qualidade de vida e saúde em geral.

Estudos realizados na China com trabalhadores de fabricantes de resina epóxi que estão expostos a altas concentrações de BPA apontaram que o BPA está associado com a diminuição da função sexual em homens (Li *et al.*, 2013; Li *et al.*, 2009). Do mesmo modo, pesquisas também apontaram que a exposição ao BPA pode afetar a função da glândula tireoide, sendo que os níveis mais elevados de BPA estão associados ao aumento da função tireoidiana e suspeitas de Síndrome dos Ovários Policísticos - SOP (Wang *et al.*, 2012; Tarantini *et al.*, 2013).

O BPA tem caráter lipofílico e, portanto, pode se acumular em tecidos. Fernandez *et al.* (2007) determinaram BPA em baixa concentração média de 3,16 g/kg em mais da metade das amostras de tecido adiposo coletadas de mulheres. Da mesma forma, Geens *et al.* (2012) detectaram BPA em baixas concentrações (média de 3,78 g/kg) em todas as amostras de tecido

adiposo coletadas de homens e mulheres. Deve-se sublinhar que o efeito exercido pelo BPA no tecido adiposo pode ser muito importante porque regula vários processos metabólicos e desempenha um papel importante como órgão endócrino no organismo humano (Fernandez *et al.*, 2007).

Pesquisas científicas, incluindo o presente estudo, podem subsidiar o estabelecimento de políticas públicas, regulamentações sobre o uso do BPA e definições de padrões de qualidade da água. Além disso, contribuem para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), como o ODS 3: Saúde e Bem-Estar, cuja meta 3.9 busca reduzir substancialmente as mortes e doenças causadas por produtos químicos perigosos e pela poluição do ar, da água e do solo. Também dialogam com o ODS 6: Água Potável e Saneamento, cuja meta 6.3 tem como objetivo melhorar a qualidade da água, reduzir a poluição, minimizar a liberação de substâncias químicas perigosas e diminuir a proporção de águas residuais não tratadas. Por fim, destaca-se o ODS 12: Consumo e Produção Responsáveis, com ênfase na meta 12.4, que trata da gestão ambientalmente adequada de produtos químicos e resíduos ao longo de seu ciclo de vida, visando reduzir significativamente sua liberação na água e, assim, minimizar impactos negativos à saúde humana e ao meio ambiente (Organização das Nações Unidas, 2023).

Em humanos, pesquisas mostram que o BPA pode estar associado a distúrbios na saúde, como alterações hormonais, infertilidade e o aumento do risco de doenças, incluindo câncer, entre outras (Yang *et al.*, 2008; Ghosh; Tripathy; Ghosh, 2022). Nesse contexto, investigar os efeitos ecotoxicológicos do BPA pode fornecer evidências cruciais sobre como o composto impacta diretamente a saúde humana por meio do consumo de água, alimentos e exposição ambiental. Dessa forma, a busca pela redução dos níveis de BPA em águas destinadas ao consumo humano e em efluentes, por meio de tecnologias acessíveis e eficientes, pode diminuir a exposição a esse composto e contribuir para a prevenção das doenças associadas ao BPA. Além disso, a informação científica gerada pode subsidiar políticas públicas voltadas à regulação do uso do BPA e ao estabelecimento de padrões de qualidade da água.

3.4.Efeitos tóxicos do BPA em ecossistemas aquáticos

A presença de BPA tem sido comum em corpos d'água (Tabela 2). As concentrações de BPA que chegam nos rios são consideradas subletais, não causam a morte imediata do organismo, mas podem provocar efeitos a longo prazo, incluindo inibição de crescimento, modificações a nível de expressão gênica, efeitos fisiológicos e reprodutivos, além de malformações, alterações fisiológicas, hematotóxicas e genotóxicas em diferentes grupos,

como micro-organismos, zooplâncton e peixes (Esperanza *et al.*, 2020; In *et al.*, 2019; Smorodinskaya *et al.*, 2023; Scopel *et al.*, 2021).

Tabela 2 - Concentrações de BPA em rios, lagos, sedimentos e águas residuais ao redor do mundo.

	Concentração (intervalos ou médias; ng/L e sedimento ng/g)	Localização	Referência
Rios, lagos e águas superficiais	2,9 a 3360	Lago Taihu, China	Wang <i>et al.</i> (2017)
	ND a 1950	Rios e lagos em Chennai, Índia	Yamazaki <i>et al.</i> (2015)
	6.5 até 74.5	Hangzhou bay, China	Huang <i>et al.</i> (2018)
	28 até 560	Rio Taihu Lake, China	Yan <i>et al.</i> (2017)
	979.7	Rio Ganga, Rio Yamuna, Rio Saryu, Rio Gomti, Índia	KarsauliyA et al. (2023)
	17 ± 1,9	Rio Des Prairies (Repentigny), Canadá	Goeury <i>et al.</i> (2019)
	5,1 ± 0,18	Rio Chateauguay (Chateauguay), Canadá	
	3,9 ± 1,0	Rio Richelieu (rio acima de Chambly), Canadá	
	7,4 ± 0,51	Rio Mille Iles (Terrebonne), Canadá	
	5,8 ± 0,76	Rio Des Prairies (Montreal), Canadá	
	6,6–136	Rio <u>Kaveri</u> , sul da Índia	Selvaraj <i>et al.</i> (2014)
	9,8 – 36	Rio Tamiraparani- sul da	
	2,8 – 6	Rio Vellar- sul da Índia	
	14,800	Rio Yamuna- águas superficiais	Lalwani <i>et al.</i> (2020)
	0,35 até 56,7	Rio Mississippi, EUA	Wang <i>et al.</i> (2012)
Sedimento	98,3	Rio Liuxi, Guangzhou, China	Huang <i>et al.</i> (2018)
	3,6 até 270	Lago Taihu, China	
	1,3 até 42,7	Baía de Hangzhou, China	
	8,2	Delta do Ebro, Espanha	Gil-Solsona <i>et al.</i> (2022)
Águas residuais	389,8 até 1949,0	Águas residuais industriais, Colômbia	Hernández-Fernández; Cano-cuadro; Puello-Polo. (2022)
	620 a 1.261 ± 210	Bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, Brasil	Froehner <i>et al.</i> (2011)
	298	Águas residuais tratadas, Polônia	Caban e Stepnowski. (2020).

Concentração (intervalos ou médias; ng/L e sedimento ng/g)	Localização	Referência
1,13 ± 0,4 a 5,52 ± 1,7	Rio Langat, Malásia	(Shehab; JamiL; Aris, 2020)

Quando uma substância como o BPA chega na água, iniciam-se dois processos: bioacumulação e biomagnificação em cadeia trófica. Esses dois processos são relativos ao acúmulo de pequenas substâncias tóxicas não biodegradáveis nos organismos biológicos. A bioacumulação acontece quando a taxa de absorção de um composto pelo organismo é superior à taxa de eliminação. Já a biomagnificação está associada ao aumento da concentração de uma substância tóxica ao longo da cadeia trófica. Dessa forma, quando um animal que está em um nível trófico superior se alimenta de outro animal que já possui substâncias acumuladas no seu organismo, isso resulta no aumento da concentração nos níveis tróficos superiores. Logo, como o lançamento de BPA na água é intermitente, os animais que integram as comunidades aquáticas tendem a aumentar a concentração em decorrência do tempo de exposição (Yang *et al.*, 2018).

Os efeitos ecotoxicológicos do BPA têm sido documentados em diferentes organismos aquáticos. Em cianobactérias, observam-se alterações na morfologia celular (Xiang *et al.*, 2018). Em algas, há registros de preoxidação lipídica, alterações na atividade enzimática, inibição do crescimento celular e alterações na biomassa (Xiang *et al.*, 2019; M'rabet *et al.*, 2019), e redução da clorofila *a* em espécies como a *Cyclotella caspia*, indicando destruição dos cloroplastos (Li *et al.*, 2008). Em zooplânctons, foram observadas alterações reprodutivas (Zhou *et al.*, 2020), incluindo redução de fecundidade de *Daphnia celebensis* (In *et al.*, 2019) e efeitos citotóxicos em *Daphnia magna* (Puthumana, 2024). Em peixes da espécie *Danio-rerio* (peixe-zebra), o BPA provocou malformações embrionárias, distúrbios neuroendócrinos, inibição do crescimento ovariano (Scopel *et al.*, 2021) e lesão hepática (Chan; Chan., 2012), além de redução significativa nos níveis de testosterona em *Oryzias melastigma*, (Huang *et al.*, 2017).

Na Tabela 3 são apresentados valores de CE₅₀ e CL₅₀ do BPA reportados na literatura para diferentes espécies aquáticas. A partir desses dados, observa-se que a maior sensibilidade ao BPA foi registrada para o peixe *Etroplus maculatus*, que apresentou o menor valor de CL₅₀ (0,035 mg L⁻¹), seguido pela microalga *Ditylum brightwellii* e pelo inseto *Chironomus riparius*. Em contraste, as microalgas *Chlamydomonas reinhardtii* e *Chlorella pyrenoidosa* apresentaram maior resistência ao composto, exibindo valores mais elevados de CE₅₀. Esses resultados indicam que, embora os peixes não constituam, de forma geral, o grupo mais sensível ao BPA, determinadas espécies podem apresentar elevada sensibilidade ao composto, evidenciando

respostas toxicológicas e reforçando a importância do uso de múltiplos organismos-teste para uma avaliação mais abrangente dos impactos ecotoxicológicos em ambientes aquáticos.

Tabela 3 - Estudos que avaliaram os efeitos adversos do BPA em organismos aquáticos, com valores de CE50 e CL50 para diferentes grupos

	Organismo teste	Resposta mg L ⁻¹ *		Referências
Alga e Cianobactéria	<i>Chlamydomonas mexicana</i>	44,80	CE ₅₀ 120h	Ji <i>et al.</i> (2014)
	<i>Chlorella vulgaris</i>	39,80	CE ₅₀ 120h	
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	13,23	CE ₅₀ 96h	Xiang <i>et al.</i> (2018)
	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	9,66	CE ₅₀ 96h	
	<i>Ciclotella caspia</i>	7,96	CE ₅₀ 96h	Li <i>et al.</i> (2008)
	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	30,00	CE ₅₀ 96h	Esperanza <i>et al.</i> (2020)
	<i>Scenedesmus obliquus</i>	18,38	CE ₅₀ 48h	Zhang <i>et al.</i> (2014)
		26,72	CE ₅₀ 24h	
	<i>Ditylum brightwelli</i>	0,037	CE ₅₀ 72h	Ebenezer e Ki. (2016)
	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	46,04	CE ₅₀ 48h	Zhang <i>et al.</i> (2014)
Peixe		63,53	CE ₅₀ 96h	
	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	8,65	CE ₅₀ 96h	Li <i>et al.</i> (2009)
	<i>Selenastrum capricornutum</i>	2,70	CE ₅₀ 96h	Alexander <i>et al.</i> (1988)
	<i>Pimephales promelas</i>	4,70	CL ₅₀ 96h	
	<i>Menidia menidia</i>	9,40	CL ₅₀ 96h	
	<i>Zebrafish</i>	6,22	CL ₅₀ 48-96h	Smorodinsky <i>et al.</i> (2023)
		7,55	CL ₅₀ 24h	
	<i>Zebrafish</i>	13,90	CL ₅₀ 96h	Ishibashi <i>et al.</i> (2005)
		14,80	CL ₅₀ 14-d	
	<i>Zebrafish</i>	6,81	CL ₅₀ 96h	Ji <i>et al.</i> (2022)
Zooplâncton	<i>Zebrafish</i>	8,04	CL ₅₀ 96h	(Chan; Chan. (2012)
	<i>Oryzias latipes</i>	9,40	CL ₅₀ 96h	Li <i>et al.</i> (2017)
	<i>Channa punctatus</i>	7,62	CL ₅₀ 96h	Charma e Chadha (2021)
	<i>Etroplus maculatus</i>	0,035	CL ₅₀ 96h	Asifa e Chitra (2015)
	<i>Xiphophorus helleri</i>	17,93	CL ₅₀ 96h	Kwak <i>et al.</i> (2009)
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	14,44	CE ₅₀ 48h	(Spadoto <i>et al.</i> 2017)
	<i>Ceriodaphnia silvestrii</i>	2,43	CL ₅₀ 8-d	
	<i>Daphnia similis</i>	12,05	CE ₅₀ 48h	
	<i>Daphnia magna</i>	10,00	CE ₅₀ 48h	Ike <i>et al.</i> (2012)
	<i>Daphnia magna</i>	8,57	CE ₅₀ 24h	Brennan <i>et al.</i> (2006)
		7,75	CE ₅₀ 48h	
	<i>Daphnia magna</i>	11,70	CL ₅₀ 96h	Li <i>et al.</i> (2017)
	<i>Daphnia magna</i>	8,90	CE ₅₀ 24h	Tišler <i>et al.</i> (2016)
		7,30	CE ₅₀ 48h	
	<i>Daphnia magna</i>	10,00	CE ₅₀ 48h	Alexander <i>et al.</i> (1988)
	<i>Asellus aquaticus</i>	9,50	CL ₅₀ 96h	Plahuta <i>et al.</i> (2015)
	<i>Diaphanosoma celebensis</i>	6,84	CL ₅₀ 48h	In <i>et al.</i> (2019)
		5,01	CENO*	

Organismo teste		Resposta mg L ⁻¹ *		Referências
Inseto	<i>Tigriopus japonicus</i>	4,32	CL ₅₀ 48h	Marcial; Hagiwara; Snell (2003)
	<i>Daphnia magna</i>	12,80	CL ₅₀ 48h	Hirano <i>et al.</i> (2004)
	<i>Américamysis bahia</i>	1,34	CL ₅₀ 48h	
	<i>Chironomus riparius</i>	2,64	CL ₅₀ 48h	Lee <i>et al.</i> , (2018)
		1,29	CENO*	
Molusco	<i>Chironomus tentans</i>	2,70	CL ₅₀ 96h	Mihaich <i>et al.</i> (2009)
	<i>Pomacea lineata</i>	7,40	CL ₅₀ 48h	Andrade <i>et al.</i> (2017)
		3,10	CL ₅₀ 96h	
Cnidário	<i>Hydra vulgaris</i>	6,9	LC ₅₀ 96h	Pascoe <i>et al.</i> (2002)

*CENO – Concentração de Efeito Não Observado / CE₅₀ – Concentração Efetiva Média / CL₅₀ – Concentração Letal Média.

Os resultados demonstram que a toxicidade do BPA varia entre os diferentes grupos de organismos aquáticos, a depender da espécie. Algumas algas e cianobactérias mostraram-se mais resistentes, apresentando valores de CE₅₀ superiores aos observados em alguns peixes. Em contraste, organismos como o zooplâncton e os insetos foram mais sensíveis, registrando valores relativamente menores de CE₅₀ e CL₅₀. Esses achados indicam que os efeitos do BPA podem ocorrer em diferentes níveis da cadeia alimentar, mas com intensidade distinta entre grupos taxonômicos, podendo comprometer tanto a base quanto níveis mais elevados do ecossistema.

3.5. Estudos ecotoxicológicos

Diante dos efeitos tóxicos do BPA, é indispensável a realização de estudos que busquem investigar a toxicidade de disruptores endócrinos em humanos e nas comunidades aquáticas. Desde a década de 1960 a ecotoxicologia aquática propicia o desenvolvimento de estudos que visam avaliar os impactos de substâncias tóxicas, naturais ou sintéticas no meio ambiente aquático, como também analisar como ocorre a migração, disposição, e concentração de substâncias químicas perigosas no meio ambiente (Moiseenko, 2008). Os testes toxicológicos são realizados com o objetivo de determinar a toxicidade de um poluente e os efeitos tóxicos em organismos a nível individual e no ecossistema como um todo (Zagatto e Bertoletti, 2008).

No Brasil, os testes de toxicidade devem ser realizados em laboratório com condições controladas e seguindo as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) ABNT para cada organismo-teste. Os testes podem ser agudos ou crônicos. O teste agudo busca avaliar os efeitos severos resultantes da exposição dos organismos ao agente químico. Com o

resultado do teste é possível calcular o valor da Concentração Letal Média (CL₅₀) ou a Concentração Efetiva Média (CE₅₀), ou seja, o valor da concentração que vai causar a mortalidade/imobilidade, respectivamente, de 50% dos organismos-teste. Já o teste crônico avalia os efeitos a longo prazo causados pela exposição prolongada do organismo ao agente químico. Estes efeitos podem ser comportamentais ou fisiológicos. Com o resultado do teste crônico é possível calcular o valor da Concentração de Efeito Não Observado (CENO) e Concentração de Efeito Observado (CEO), de acordo com Zagatto e Bertoletti (2008). O valor de CENO é considerado a concentração segura do agente ou efluente tóxico que pode ser lançado num corpo d'água, contudo, a CL₅₀ e a CE₅₀ representam a toxicidade da substância utilizada no teste.

Os organismos mais utilizados em teste ecotoxicológicos são os do zooplâncton, pois estes receberam reconhecimento mundial por serem bons marcadores ecológicos. Isso se deve ao fato de os testes que envolvendo esses organismos são bem definidos e amplamente discutidos. Além disso, o zooplâncton atua como consumidores primários na cadeia alimentar, transferindo energia dos produtores primários (algas) para níveis tróficos mais elevados (López-Valcárcel *et al.*, 2021; Silva-Briano *et al.*, 2015; Niedrist; Füreder, 2017). Além disso, apresentam alta sensibilidade e rápidas respostas a perturbações presentes na água (Cajaraville *et al.*, 2016). Por serem pequenos, favorecem uma economia de tempo, espaço e custos dentro dos laboratórios. Por fim, por serem organismos que apresentam cor clara, possibilitam a observação de suas estruturas internas como, por exemplo, os ovos (Razak *et al.*, 2024).

Os microcrustáceos pertencentes à ordem Cladocera são organismos que por muito tempo vem sendo utilizados em testes toxicológicos, *Daphnia* é um gênero com ampla distribuição geográfica, com mais de 100 espécies com morfologia semelhante. Os organismos desse gênero são comumente encontrados em água doce, podendo ser água parada até grandes lagos onde desempenham um papel importante como consumidores primários (Ebert, 2022).

3.6. *Inga edulis*: uma alternativa sustentável para a adsorção de contaminantes

A adsorção é utilizada na remoção de contaminantes ambientais devido à sua eficácia, simplicidade operacional e baixo custo. Esse processo baseia-se na interação entre os contaminantes presentes em uma fase líquida ou gasosa e a superfície de um material adsorvente, promovendo a retenção dessas substâncias na superfície do sólido. O BPA têm recebido destaque em pesquisas recentes devido ao reconhecimento por seus efeitos prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente (Mao *et al.*, 2024; Trela-Kobędza; Ajduk,

2025). Nesse contexto, diversos materiais têm sido explorados como adsorventes, com destaque para a biomassa ativada, reconhecida por sua alta área superficial e excelente capacidade de adsorção. Além disso, materiais inovadores, como resíduos agrícolas processados, biocarvão e subprodutos de plantas, sementes, cascas e cereais, têm ganhado notoriedade devido à sua viabilidade econômica e ambiental (Zhang *et al.*, 2020).

O mecanismo de adsorção ocorre por meio de interações químicas e físicas entre o contaminante e o material adsorvente. A eficiência do processo pode ser influenciada por fatores como pH da solução temperatura, tempo de contato e concentração inicial do contaminante (Ponnuchamy *et al.*, 2023). Pesquisas recentes têm se concentrado no desenvolvimento de materiais adsorventes mais sustentáveis, conhecidos como biossorventes, derivados de fontes naturais como alternativa ecológica e economicamente viável no tratamento de águas contaminadas (Zhao *et al.*, 2024; Amadou Kiari *et al.*, 2024; Hernández-Abreu *et al.*, 2020).

Inga edulis (Figura 4), conhecida popularmente como ingá-cipó, ingá-doce e ingá-de-metro, é uma leguminosa da família Fabaceae, que ocorre naturalmente em florestas tropicais da América do Sul, abrangendo Argentina, Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador e Peru (Corrêa *et al.*, 2024). A planta pertence a um gênero que conta com cerca de aproximadamente 300 espécies distribuídas pela América tropical, sendo que mais de 130 delas ocorrem no Brasil, presentes em praticamente todos os biomas. Na fase adulta, a árvore pode atingir entre 15 a 20 metros de altura, e, dependendo das condições, a copa pode alcançar até 40 metros (Embrapa, 2020). O fruto da *I. edulis* é uma vagem comprida, verde, cilíndrico, espesso, podendo atingir até 2 m de comprimento. É composta por casca, polpa e sementes, sendo que aproximadamente 53% da massa do fruto corresponde a casca, o que torna o principal subproduto gerado componente (Falcão; Clement, 2000).

Figura 4 - Representação das diferentes partes da *I. edulis*: a) parte da árvore; b) folha; c) nectário foliar (seta); d) inflorescências com botões e flores; e) cálice; f) fruto; g) semente; h) sarcotesta (seta 1) e embrião (seta 2)



Fonte: Fernandes (2022).

As cascas da árvore *I. edulis* (Ingázeiro), representa uma fonte de biomassa lignocelulósica, composta por celulose, hemicelulose e lignina. Esses componentes estruturais conferem a casca propriedades favoráveis para aplicações como material adsorvente, devido à presença de grupos funcionais capazes de interagir com contaminantes (Ilanidis *et al.*, 2021; Silva *et al.*, 2007; Arruda *et al.*, 2024). A ativação química é empregada para otimizar as

propriedades de materiais adsorventes. Por meio desse tratamento, a biomassa sofre modificações estruturais que promovem o aumento da área superficial, a quantidade de grupos funcionais ativos e a redução do teor de cinzas. Esta redução, por sua vez, está diretamente associada à maior porosidade e área superficial do material. Essas características favorecem o desempenho na adsorção e contribuem para o aprimoramento da eficiência do processo (Abdelnaeim *et al.*, 2016; Siregar *et al.*, 2024).

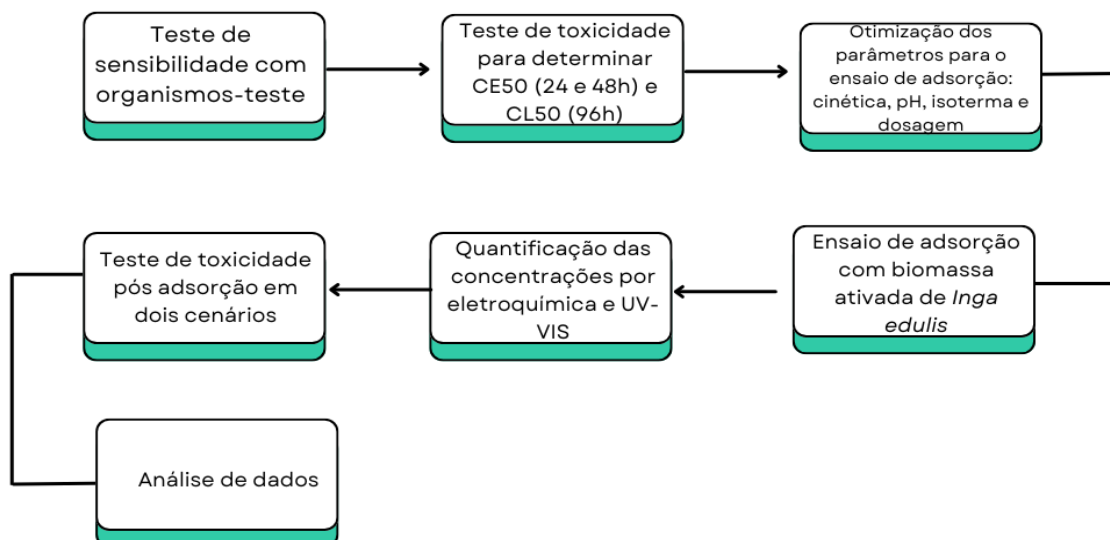
Pesquisas anteriores demonstraram outras aplicações da planta, por exemplo, Rodrigues *et al.* (2024) identificaram propriedades antifúngicas da *I. edulis* como potencial uso agroecológico, enquanto Pompeu *et al.* (2012) avaliaram sua capacidade antioxidante. Recentemente, Lucas *et al.* (2025) utilizaram a biomassa ativada da *I. edulis* como material adsorvente na remoção de Cromo. Diante do exposto, e considerando o potencial da *I. edulis* como matéria-prima para adsorventes, esta pesquisa foi desenvolvida com o propósito de explorar uso da casca da *I. edulis* na elaboração de um material adsorvente ativado, com o foco na remoção BPA de ambientes contaminados, como uma alternativa para o avanço em soluções sustentáveis e tecnológicas voltadas para a mitigação de poluentes.

A ecotoxicologia associada a técnicas de adsorção é uma excelente ferramenta para mitigar os impactos causados por contaminantes emergentes em ambientes aquáticos. A ecotoxicologia busca avaliar os efeitos adversos desses compostos tóxicos em ecossistemas e organismos, já as técnicas de adsorção é um recurso que visa reduzir sua presença no meio ambiente. Essa associação permite não apenas identificar os níveis de toxicidade em efluentes, mas também aprimorar os métodos de adsorção para maximizar sua eficácia. Materiais adsorventes de baixo custo, como aqueles derivados de biomassas, têm mostrado grande potencial para a remoção de poluentes, oferecendo uma alternativa sustentável e economicamente viável. Além disso, os estudos ecotoxicológicos possibilitam monitorar a bioacumulação e a biomagnificação ao longo das cadeias tróficas, ajudando a entender os benefícios a longo prazo do tratamento por adsorção.

4. METODOLOGIA

A figura 5 ilustra as diferentes etapas realizadas na presente pesquisa com o contaminante BPA.

Figura 5 - Ilustração das diferentes etapas que compõem a presente pesquisa com o contaminante BPA.



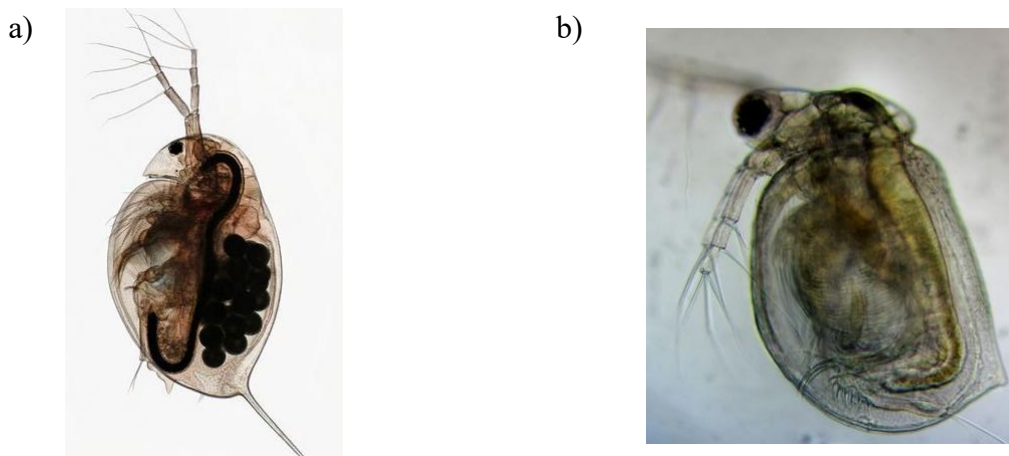
4.1. Testes ecotoxicológicos: organismos-teste e condições de cultura

As culturas de *Raphidocelis subcapitata*, *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestrii* e *Chironomus sancticaroli* foram mantidas rotineiramente no laboratório do Grupo de Estudos de Ecossistemas Aquáticos: Ecotoxicologia Aplicada (GEEA), da Universidade Federal de Sergipe - UFS, Brasil (Sisgen nº. A9B14C8; nº ACBB97A).

4.1.1. *Ceriodaphnia. silvestrii* e *Daphnia. similis*

Os organismos-teste *C. silvestrii* e *D. similis* foram mantidos em salas climatizadas e de acordo com as normas ABNT NBR 13373/2022 e ABNT NBR 12713/2022, respectivamente. Para o cultivo de ambos os organismos, foram mantidas e monitoradas as seguintes condições: água reconstituída com dureza entre 40 e 48 mg L⁻¹ de CaCO₃; pH de 7,0 a 7,6; temperatura de 24 ± 2 °C; e fotoperíodo de 12 horas de claro/escuro. As trocas da água de manutenção das culturas foram realizadas três vezes por semana, em dias alternados, de forma que para *C. silvestrii* são dispostos 70 indivíduos no cristalizador contendo 1,0 L de água, enquanto a *D. similis* é mantida com média de 40 indivíduos em recipientes com capacidade de 2,0 L. Os organismos estão apresentados na Figura 6.

Figura 6 - Figura ilustrando os organismos-teste utilizados no presente estudo. Em a) *D. similis* e b) *C. silvestrii*



Fonte: Global Biodiversity Information Facility

Fonte: reshwaterbiodiversity.org.bd

Para a alimentação das culturas, foi utilizado a alga *Raphidocelis subcapitata* na fase de crescimento exponencial, partindo-se da concentração de 1 a $5 \cdot 10^5$ células por organismo. Além disso, também foi adicionado 1 mL de vitormônio para cada litro de água de manutenção. O vitormônio é um composto preparado a partir da mistura de 5,0 g de Tetramin (ração de peixe) em 1000 mL de água processada, e é mantido em aeração constante por 7 dias até a sua utilização. Além da alga e do vitormônio, foram adicionadas duas gotas da vitamina *Fishtamin* para cada litro de água de manutenção. Tanto a alga quanto os demais compostos mencionados foram administrados sobre as culturas três vezes por semana, em dias alternados.

4.1.2. *Chironomus sancticaroli*

Os organismos *C. sancticaroli* foram cultivados seguindo os procedimentos descritos por Fonseca e Rocha (2004). Foram preparadas bandejas contendo 3 cm de espessura de sedimento do tipo areia lavada fina (calcinada em mufla a 550 °C por duas horas) e 4 L de água reconstituída com dureza entre 12 e 18 mg L⁻¹ de CaCO₃. As bandejas foram submetidas à iluminação artificial diariamente durante 12 horas, aeração contínua e temperatura controlada de 25 ± 1 °C em uma sala climatizada. Os organismos foram alimentados com 10⁵ células/ mL de alga (*Raphidocelis subcapitata*) no primeiro dia do cultivo. Nos demais dias, utilizou-se a ração de peixe Tetramin na proporção de 0,02 g L⁻¹, utilizando água destilada para a trituração da ração. Os organismos estão apresentados na Figura 7.

Figura 7 - Figura ilustra o organismo-teste *Chironomus sancticaroli* utilizado no presente estudo. Em a) desova; b) IV estágio larval; c) pupas; d) adultos machos e fêmeas



Fonte: Montañó-Campaz; G-Dias; Toro- Restrepo (2022).

4.1.3. *Raphidocelis subcapitata*

O cultivo da alga *Raphidocelis subcapitata* foi realizado de acordo com a norma ABNT NBR 12648/2023, sendo o preparo da solução em condições assépticas, o meio L.C. oligo foi autoclavado a 121 °C durante 15 minutos. O inóculo líquido da *R. subcapitata* foi adicionado ao meio de cultivo, sendo incubado durante sete dias até atingir a fase exponencial de crescimento nas seguintes condições: temperatura de $24 \pm 2^\circ\text{C}$; sob agitação por aeração constante; e luminosidade de 4500 lux contínua.

4.1.4. Testes de sensibilidade

Os testes de sensibilidades foram realizados com o objetivo de avaliar as condições fisiológicas dos organismos, isto é, verificar se os organismos estavam adequados para serem utilizados nos testes toxicológicos. Para os testes com os organismos *C. silvestrii* e *D. similis*, utilizou-se a substância de referência cloreto de sódio (NaCl) de acordo com o seguinte procedimento: preparou-se a solução estoque a partir da diluição de 10 g de NaCl dissolvidas em 1 L de água destilada e, a partir dessa solução, fizeram-se diluições seriadas com a água de cultivo dos organismos, chegando assim em cinco concentrações que variaram de 200 mg L^{-1} a 2200 mg L^{-1} de NaCl para *C. silvestrii* e de 500 mg L^{-1} a 8000 mg L^{-1} de NaCl para *D. similis*.

Em copos plásticos atóxico de 50 mL foram adicionados vinte neonatos de cada organismo, com idade entre 6h e 24h, distribuídos em quatro réplicas contendo 10 mL de cada concentração da solução, além do controle (apenas a água de manutenção). A contagem dos indivíduos imóveis ou mortos ocorreu após 48h do início do teste. Todos os procedimentos seguiram a NBR 13373/2022 para *C. silvestrii* e a NBR 12713/2022 para *D. similis*.

Os testes de sensibilidade envolvendo *C. sancticaroli* foram realizados utilizando a substância de referência cloreto de potássio (KCl) e seguindo os procedimentos descritos por Fonseca e Rocha (2004). O procedimento consistiu em preparar a solução estoque diluindo 20 g de KCl em 1 L de água destilada. A partir dessa solução, foram feitas diluições seriadas em cinco diferentes concentrações, as quais variaram de $1,0 \text{ g L}^{-1}$ a $8,0 \text{ g L}^{-1}$. Para a deposição dos organismos, foram utilizados recipientes de 200 mL, nos quais foram adicionados 50 g de sedimento, seguindo a proporção de 1/4, e seis organismos vivos em fase larval. (IV instar, correspondente ao 7º ou 8º dia de vida). O teste foi feito em triplicata, com uma duração total de 96h até a contagem dos indivíduos mortos. Além das cinco concentrações, foi mantido um controle, apenas com o sedimento e a água de manutenção. Os valores das CE_{50} (48h) para *C. silvestrii* e *D. similis*, bem como os valores das CL_{50} (96h) para *C. sancticaroli* foram determinados pelo método estatístico do *software Trimmed Spearman-Kärber* (Hamilton *et al.*, 1977).

4.2. Bioensaios toxicológicos para determinar a CE_{50} (24h e 48h) e CL_{50} (96h)

A determinação da Concentração Efetiva Média (CE_{50} 24 e 48h) de BPA que causa imobilidade aos organismos-teste *C. silvestrii* e *D. similis* foi realizada através de testes de toxicidade aguda, seguindo a metodologia descrita na norma ABNT NBR 12713/2022. O BPA utilizado foi obtido da Sigma-Aldrich (99,0% de pureza) e, para a preparação da solução teste, em função da sua baixa solubilidade em água, foi utilizada a acetona ($100 \mu\text{L L}^{-1}$), e a solução estoque utilizada foi de 40 mg L^{-1} . Nos ensaios com *D. similis* e *C. silvestrii*, as faixas de concentração foram definidas com base em testes preliminares e em valores reportados na literatura. Para *D. similis*, as concentrações nominais estabelecidas variaram de 3,0 a 18 mg L^{-1} , enquanto para *C. silvestrii* variaram de 1,2 a $7,2 \text{ mg L}^{-1}$.

Para os bioensaios, foram utilizados neonatos com idade entre 6h e 24h, procedente de culturas entre 8 e 21 dias de vida. Cinco neonatos foram expostos em cada copo atóxico contendo 10 mL da solução-teste, havendo quatro réplicas para cada concentração, além dos dois controles. Em cada concentração totalizou 20 neonatos por concentração. A duração dos

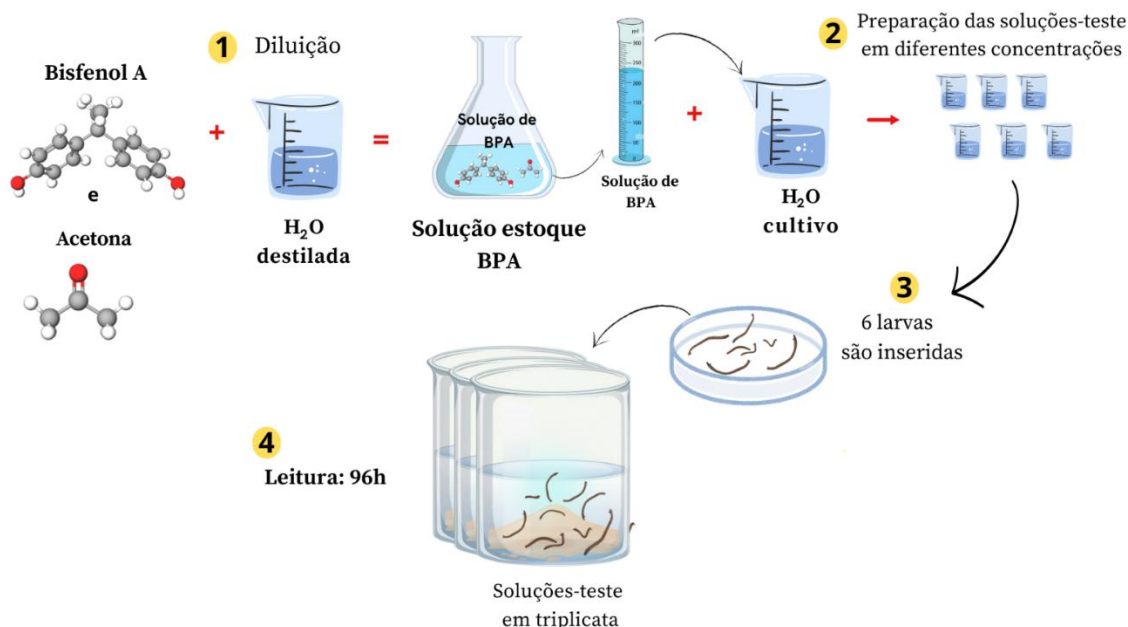
testes foi de 24h e 48h, e sendo feita a contagem dos indivíduos sem mobilidade em cada copo após esses períodos (Figura 8). Para *D. similis* foram realizados seis testes definitivos no total e cinco para *C. silvestrii*, nas condições de temperatura de 24 ± 2 °C, e fotoperíodo de 12:12 horas claro/escuro.

Figura 8 - Ilustração da metodologia do teste de toxicidade aguda com os organismos-teste: *D. similis* e *C. silvestrii*.



Os testes de toxicidade com *C. sancticaroli* foram conduzidos com o objetivo de determinar a Concentração Letal Média (CL₅₀), correspondente à concentração capaz de provocar a morte de pelo menos 50% dos organismos, após 96 horas de exposição, seguindo os procedimentos descritos por Fonseca e Rocha (2004). Antes do processo de adsorção foram realizados dois ensaios de toxicidade aguda com *C. sancticaroli*, mantendo-se as mesmas condições utilizadas no cultivo dos organismos. Devido à baixa solubilidade do BPA em água, utilizou-se acetona como veículo de diluição, na proporção de 0,01% do volume total da solução teste. Os indivíduos foram coletados na fase larval, especificamente no quarto instar do ciclo de vida (entre 7 e 8 dias), sendo alocados seis organismos por recipiente de 200 mL, contendo 50 g de sedimento, totalizando 18 organismos por concentração testada. Após 96 horas de exposição, avaliou-se a letalidade em cada concentração. Em seguida, utilizou-se o software previamente mencionado para calcular a CL₅₀ (96h). As concentrações nominais testadas variaram de 0,6 a 6,0 mg·L⁻¹ (Figura 9).

Figura 9 -Ilustração da metodologia do teste de toxicidade com o organismo-teste *C. sancticaroli*



Passa assegurar a confiabilidade dos resultados na determinação da CE_{50} (24h e 48h) e da CL_{50} (96h), bem com garantir que os possíveis efeitos observados fossem exclusivamente atribuídos à presença do BPA, sem interferência de outros fatores físico-químicos, foram preparados quatro controles distintos. Esses controles possibilitaram verificar possíveis influências externas independentes da presença do BPA, assegurando a confiabilidade dos resultados obtidos, os quais estão descritos a seguir.

- **1º. controle com água de cultivo:** foi utilizado apenas água reconstituída com pH na faixa de 7, mantida nas condições de cultivo do laboratório.
- **2º. controle negativo com acetona:** foi preparado com água reconstituída e acetona, na maior concentração utilizada nas soluções de tratamento, correspondente a 0,01% (v/v), a fim de verificar se a acetona, de forma isolada, interferiu ou não nos resultados dos testes.
- **3º. controle com biomassa:** com biomassa de ingá ativada, foi colocada em contato com a água de cultivo para verificar se o material poderia liberar substâncias tóxicas. Após 12 horas de contato, uma alíquota foi retirada e

colocada em contato com os organismos-teste por um período de 24, 48 e 96h horas.

4º. controle com ajuste de pH: consistiu em água de cultivo ajustada inicialmente para pH 4 e, posteriormente, corrigida novamente para pH 7. Esse quarto controle teve o objetivo de avaliar se a correção do pH resultou na formação de sais e se essa possível alteração influenciou no resultado dos testes de toxicidade

4.3.Obtenção e caracterização do material adsorvente a partir das cascas da *Inga edulis*

A biomassa de *I. edulis* utilizada no tratamento de adsorção deste trabalho foi proveniente do grupo de pesquisa do Prof. Dr. Luiz Pereira da Costa de Itacoatiara (AM). No laboratório em Nano Tecnologia e Materiais Funcionais (LANamMF) a amostra foi direcionada para a etapa de despolpa, onde a casca foi separada da polpa e posteriormente lavada com água destilada. Após essa etapa as cascas da *I. edulis* foram lavadas e direcionadas para etapa de secagem em estufa, com temperatura controlada de 60 ± 2 °C, durante 24h, até reduzir o teor de umidade. Ao término da secagem, o material foi armazenado em local seco e posteriormente triturados em um moinho de facas do tipo Willey. Em seguida, o material foi peneirado até obter partículas de aproximadamente 0,500 mm (para homogeneização e padronização da granulometria) e condicionado em frascos de polipropileno e devidamente rotulada como Biomassa de Ingá (BMIG), seguindo-se para a próxima etapa (Figura 10).

Figura 10 - Etapas de preparo e ativação química da biomassa de *I. edulis*.



Fonte: Adaptado de Lima *et al.*, (2025).

A biomassa de Ingá foi submetida a um processo de ativação utilizando uma solução de ácido sulfúrico 34,0%, durante 4 horas, empregando um sistema de refluxo mantido à temperatura ambiente. Após o período de refluxo, a amostra foi submetida a uma série de lavagens com água ultrapura até que o pH do sobrenadante atingisse valores próximos a 6,0 - 7,0. Em seguida foi submetida à secagem em estufa a 80 °C e armazenada em um tubo Falcon, devidamente rotulado como Biomassa de Ingá Ativada (BMIGA) (Gomes *et al.*, 2023).

4.4.Caracterização da *I. edulis*

A caracterização do material adsorvente utilizado neste trabalho está detalhada no trabalho de Lima *et al.* (2025), no intitulado “*Adsorption and ecotoxicology studies with aqueous solution of Cr(VI) ions using adsorbent materials derived from Inga edulis*”. Os resultados das caracterizações da biomassa foram apresentados de forma resumida neste trabalho, com o objetivo de contextualizar sua aplicação nos ensaios de adsorção.

O material foi submetido a diferentes técnicas de caracterização. A análise elementar (CHN) foi realizada com um Analisador Elementar Leco, modelo CHN62. A morfologia da superfície foi observada por meio de imagens de microscopia eletrônica de varredura (MEV) utilizando o microscópio eletrônico Hitachi TM 3000. O comportamento térmico da biomassa foi avaliado por meio de análise termogravimétrica (TG), conduzida em um equipamento Shimadzu, modelo DTA-50. Os grupos funcionais presentes nas amostras foram investigados

por espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), realizada em um espectrômetro PerkinElmer Spectrum Two abrangendo a faixa de 400 a 4000 cm^{-1} . As propriedades texturais foram determinadas pelo método de Brunauer-Emmett-Teller (BET). A composição química e estados de oxidação dos elementos foram obtidas por espectroscopia de fotoelétrons de raios X (XPS), utilizando um espectrômetro Thermo Scientific K-Alpha. A espectroscopia de raios X por energia dispersiva (EDX). O ponto de carga zero (PCZ) foi determinado pelo método dos onze pontos, o qual consiste identificação do pH em que há equilíbrio líquido de cargas elétricas na superfície do adsorvente, ou seja, quando a carga superficial é nula. Para isso, utilizadas usadas soluções de pH variando de 2,0 a 12,0. Os resultados detalhados dessas caracterizações encontram-se no artigo mencionado.

Adicionalmente, foi conduzido um estudo para determinar as condições ótimas de adsorção para o BPA utilizando a biomassa ativada de *inga edulis*. Para isso, foram realizados experimentos variando parâmetros de dosagem do adsorvente, pH da solução, tempo de contato (cinética) e influência da temperatura (isotermas), com o objetivo de maximizar a eficiência do processo de adsorção.

4.5. Definição das condições ótimas para os ensaios de adsorção

a) Teste de massa

A avaliação da influência da massa do adsorvente na remoção do analito foi realizada utilizando diferentes quantidades da biomassa ativada (5, 10, 20 e 30 mg). Para o experimento, 20 mg L^{-1} de BPA foram adicionados em frascos de Erlenmeyer, organizados em triplicata, contendo 20 mg da biomassa ativada e 20 mL da solução do analito. Em seguida, os frascos foram colocados em uma mesa agitadora por 24 horas. Após o período de contato, as concentrações residuais do analito foram determinadas por espectrofotometria UV-Vis, utilizando o comprimento de onda de 276 nm.

b) Influência do pH

Os ensaios de adsorção foram realizados com diferentes valores de pH, com o objetivo de investigar o comportamento da biomassa na adsorção do BPA em solução com pH ácido, neutro e básico. Os experimentos foram realizados em frascos Erlenmeyer de 100 mL, utilizando 5 mg de adsorventes e solução de BPA na concentração de 20 mg L^{-1} , preparadas em balões volumétricos de 100 mL. A água destilada, utilizada como solvente, apresentava pH inicial de 5,5, no entanto, os valores de pH das soluções foram ajustados para aproximadamente

4, 7 e 10. A primeira solução obteve um pH inicial de 4,7; a segunda, de 7,5; e a terceira de 10,0. O material adsorvente permaneceu em contato com as soluções contendo BPA por 24 horas sob agitação constante. Todas as análises foram realizadas em triplicata. Ao final do experimento, os valores de pH foram novamente medidos para verificar possíveis alterações provocadas pela biomassa ativada nas soluções.

c) Cinética de adsorção

O estudo cinético foi realizado para avaliar a influência do tempo de contato na remoção do analito. Para isso, 5 mg de adsorvente foram dispersos em frascos de Erlenmeyer de 250 mL contendo 20mL de solução de BPA com pH ajustado para 4,0, sob agitação constante a 120 rpm. As amostras foram coletadas em intervalos regulares, com tempos variando de 10 minutos até um período máximo de 24 horas. Posteriormente, as amostras foram analisadas por espectrofotômetro UV-Vis para determinar os percentuais de remoção. Todas as análises foram realizadas em triplicata, assegurando a confiabilidade dos resultados obtidos ao longo da avaliação.

d) Influência da temperatura (Isoterma)

Para avaliar o efeito da temperatura no processo de adsorção do analito, foram realizados ensaios de adsorção com quatro diferentes temperaturas: 25, 30, 35 e 40 °C. Em cada ensaio, foi utilizada uma solução do analito com concentração inicial de 250 mg L⁻¹ em pH 4,0. Aliquota de 20 mL da solução contendo o analito foi adicionada ao frasco de Erlenmeyer de 100 mL e 5 mg de adsorvente e postos em agitação constante de 120 rpm. A cada intervalo de 1 hora, durante um período total de 24 horas, foi retirada uma alíquota da solução para análise da concentração residual do analito. O objetivo foi monitorar o comportamento cinético da adsorção em diferentes temperaturas e avaliar a influência térmica na eficiência do processo.

4.6.Quantificação do BPA: espectrofotômetro UV visível e eletroquímica

4.6.1. Quantificação por espectrofotômetro UV-Vis

As quantificações das concentrações nominais dos testes de toxicidade foram realizadas espectrofotometria UV-Vis. Considerando um número maior de amostras, essa técnica foi empregada por ser rápida, de baixo custo e simples de usar (Velevska *et al.*, 2025). Para a construção da curva de calibração, foi utilizado etanol como solvente para o preparo das soluções padrão. A curva foi composta por 10 pontos de concentração, variando de 0,2 a 20 mg

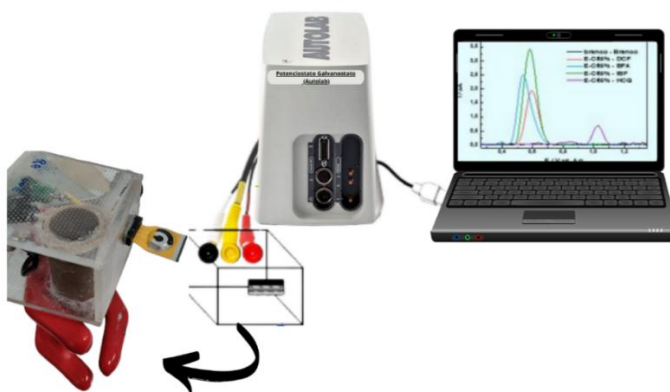
L^{-1} (apêndice I), a partir das leituras obtidas na região do ultravioleta-visível (UV-Vis), utilizando o equipamento modelo *Cary 100 Scan*, com soluções padrão contendo concentrações conhecidas de BPA, utilizando o comprimento de onda máximo de 276 nm (Doria Herrera *et al.*, 2020).

4.6.2. Quantificação por eletroquímica: caracterização do sistema

O sistema de três eletrodos serigrafados foi caracterizado por eletroquímica, utilizando voltametria cíclica (VC) com variação da velocidade de varredura (10 a 150 mV s^{-1}), para avaliar o desempenho do eletrodo modificado em comparação ao eletrodo sem modificação. Além disso, foi determinado o processo de transferência de carga (difusional, adsorptivo ou misto) e avaliada a resistência à transferência de carga por Espectroscopia de Impedância Eletroquímica (EIE). O processo está esquematizado na Figura 11. Nesta etapa, antes e após o processo de adsorção com a biomassa ativada, foram analisadas as concentrações de BPA nas amostras. Para isso, foi utilizado o espectrofotômetro para avaliar a concentração do analito e, após esse processo, a amostra foi encaminhada para a análise eletroquímica, a fim de quantificar as concentrações de BPA presentes nas amostras.

O sistema de três eletrodos serigrafados foram caracterizados por eletroquímica, utilizando voltametria cíclica (VC) com variação da velocidade de varredura (10 a 150 mV s^{-1}) para avaliar o desempenho do eletrodo modificado em relação ao eletrodo sem modificação, além de determinar o processo de transferência de carga (difusional, adsorptivo ou misto), e a resistência a transferência de carga por espectroscopia de impedância eletroquímica (EIE). O sistema é ilustrado na Figura 11.

Figura 11 - Imagem do microssistema eletroquímico



a) Otimização dos parâmetros

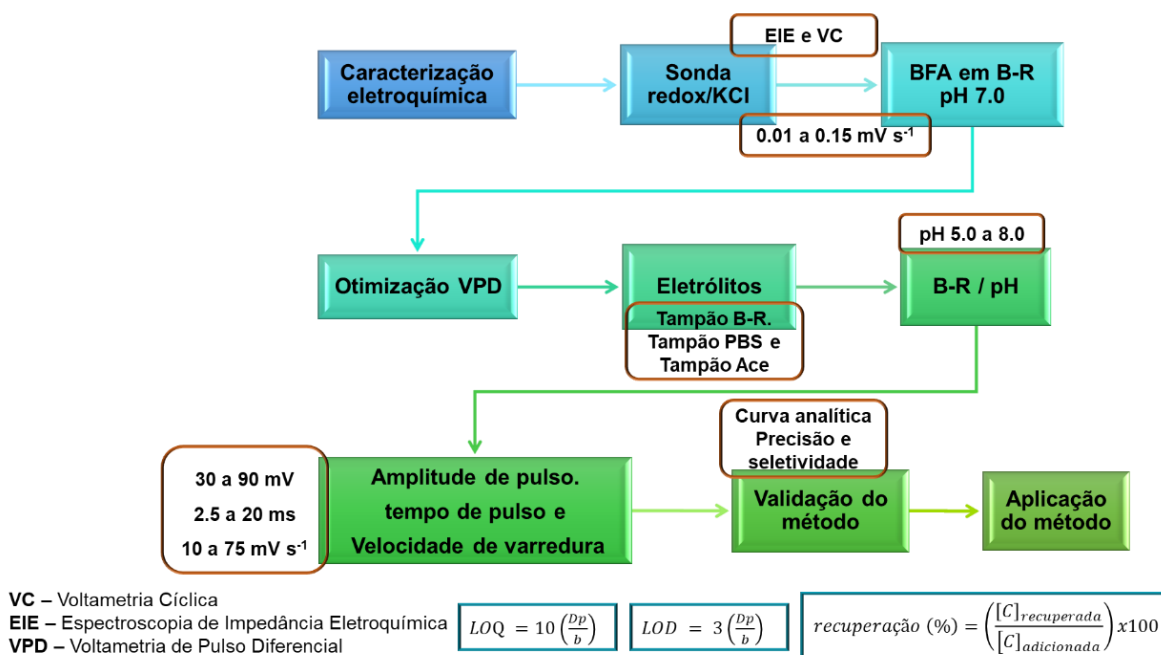
Os parâmetros das análises eletroquímicas foram otimizados a fim de determinar as melhores condições de análise na determinação do BPA. Os parâmetros do sistema (teor de modificante do eletrodo, eletrólito suporte, pH do eletrólito) e os parâmetros da técnica de voltametria de pulso diferencial (VPD) amplitude de pulso, tempo de pulso e velocidade de varredura foram otimizados considerando o aumento na intensidade de corrente, melhor definição de pico e largura a meia altura do pico ($w_{1/2}$), como mostra a Tabela 4.

Tabela 4 - Condições experimentais otimizadas para determinação de BPA

Parâmetros	Unidade	Faixa	Condição otimizada
Teor de modificante	%	5 – 20	5
Eletrólito suporte	Tampão	Fosfato (PBS), Britton-Robinson (B-R) e Acetato (ace)	B-R
pH do eletrólito		5,0 – 8,0	7,0
Amplitude de pulso	mV	20 – 90	
Tempo de pulso	ms	2.5 – 20.0	
Velocidade de varredura	mV s ⁻¹	10 – 75	

O desenvolvimento do método eletroanalítico passou pelo processo de validação do método que avalia parâmetros como curva analítica, repetibilidade, reprodutibilidade e estabilidade, além de seletividade e aplicação em amostras complexas (coletadas do ambiente). O procedimento das etapas do estudo para determinação do BPA está ilustrado na Figura 12.

Figura 12 - Fluxograma do processo de desenvolvimento do método eletroanalítico para determinação do BPA.



Fonte: De Macedo (2024, p. 41).

Por ser considerada uma técnica de operação simples e detecção rápida sendo capaz de detectar diversos analitos, como íons metálicos, antibióticos, micotoxinas e DNA (Guo *et al.*, 2025), foi utilizada para determinar as concentrações referente aos valores de CE_{50} antes e após o tratamento de adsorção.

4.7. Bioensaios ecotoxicológicos após o tratamento de adsorção

Após a etapa de adsorção, foram conduzidos testes de toxicidade aguda para avaliar os possíveis efeitos da solução tratada sobre os organismos-teste. Para isso, foram realizados ensaios utilizando as concentrações relativas aos valores da CE_{50} (24 e 48h) e CL_{50} (96h) obtidas anteriormente.

Inicialmente, a solução contendo o analito na concentração da CE/CL_{50} teve o pH ajustado para 4 e, em seguida, colocada em contato com o adsorvente por um período de 12 horas. Após esse tempo, o conteúdo foi transferido para tubos Falcon e submetido a centrifugação por 15 minutos, visando à separação das fases sólida e líquida. Os sobrenadantes foram então coletados e utilizados nos testes subsequentes para avaliação de seus possíveis efeitos sobre os organismos-teste. Os sobrenadantes obtidos após a centrifugação foram utilizados nos bioensaios subsequentes, com tempos de exposição de 24 e 48 horas para as espécies *C. silvestrii*, e 96 h para *C. sancticaroli*. A quantificação das concentrações inicial e final do composto foi realizada por meio de técnica eletroquímica, utilizando voltametria cíclica

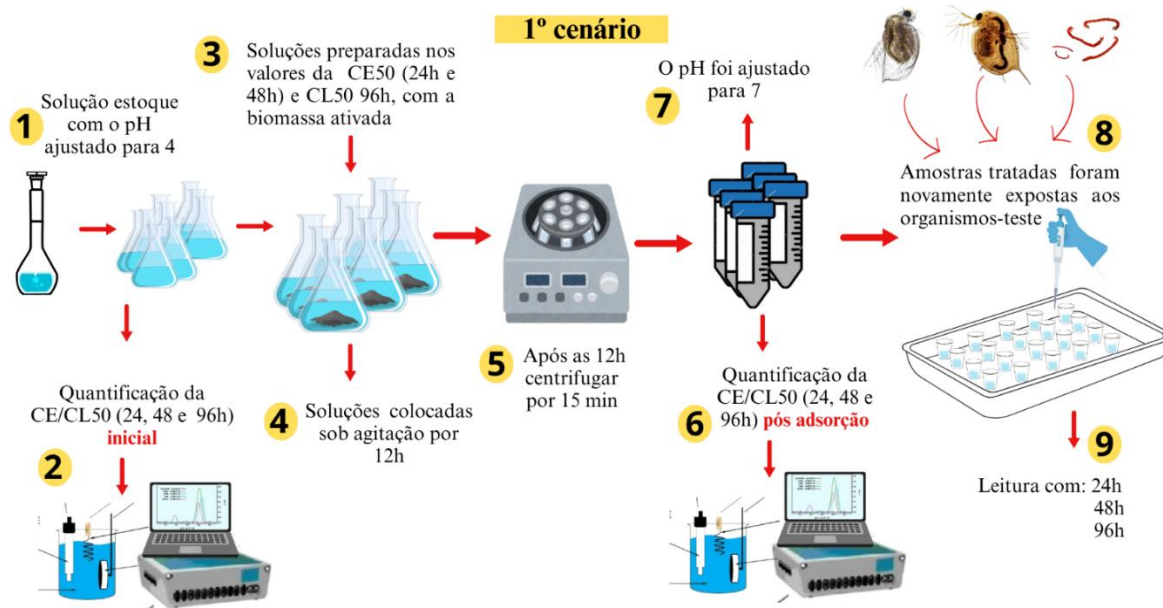
(VC). As análises foram conduzidas antes e após o processo de adsorção, permitindo verificar a eficiência da remoção do analito.

Os ensaios pós adsorção foram conduzidos em dois cenários distintos, descritos a seguir.

a) Testes pós-adsorção: primeiro cenário

As soluções-teste de BPA foram preparadas em água de cultivo, originalmente com pH 7 e ajustadas para pH 4, conforme estabelecido neste estudo para os ensaios de adsorção. Foram preparadas soluções nas concentrações correspondentes a CE₅₀ (24h e 48h) para *D. similis* e *C. silvestrii*, e de CL₅₀ (96h) para *C. sancticaroli*. Para verificar a eficiência do adsorvente e quantificar o percentual de remoção do composto presente na solução, as soluções foram inicialmente submetidas a análise eletroquímica, por meio de voltametria cíclica, para quantificação das concentrações iniciais de BPA. Em seguida, foram colocadas em contato com a biomassa, sob agitação constante a 145 a rpm, em temperatura ambiente, durante 12 horas, tempo previamente estabelecido com base no estudo cinético. Após esse período, as amostras foram centrifugadas (15 min a 300 rpm) e, em seguida, direcionadas para duas etapas: a análise eletroquímica, para determinação das concentrações residuais de BPA, e os testes de toxicidade com os organismos-teste (Figura 13)

Figura 13 - Sequência experimental dos testes de toxicidade com os organismos-teste *D. similis*, *C. silvestrii* e *C. sancticaroli*: desde a preparação das amostras, passando pelo ensaio de adsorção e determinação da CE₅₀ e CL₅₀ antes e após o ensaio de adsorção, até a exposição dos organismos após o ensaio de adsorção.

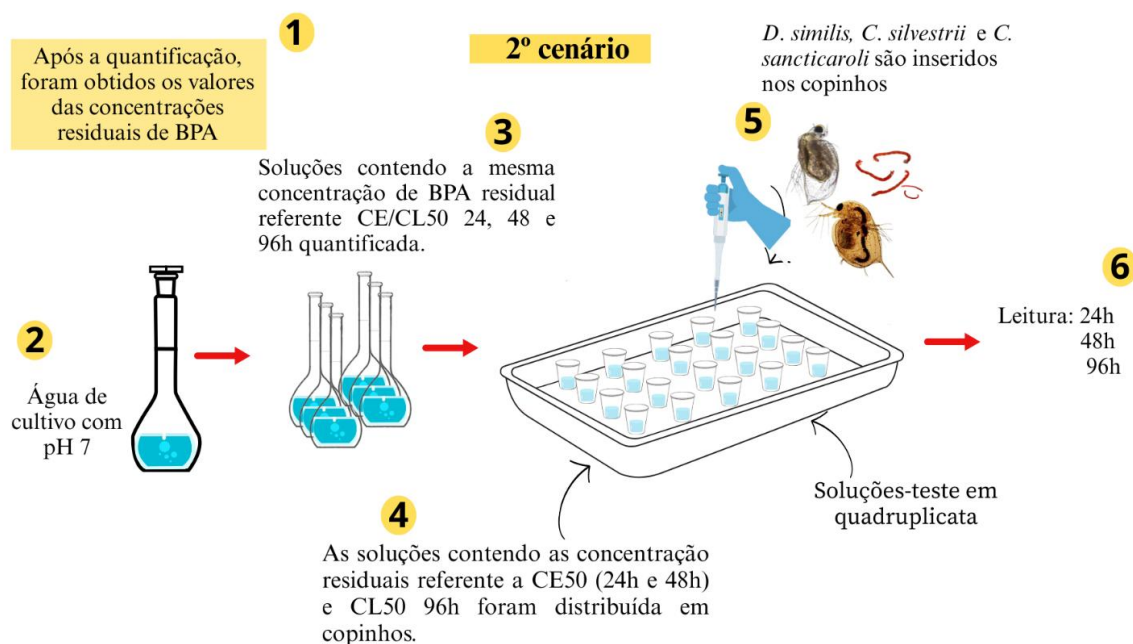


Para o teste de toxicidade, o pH das amostras foi ajustado novamente para 7 e encaminhadas para a etapa seguinte, na qual os organismos foram expostos as soluções tratadas, conforme metodologia dos ensaios toxicológicos. A leitura da CE₅₀, (24h) foi realizada após 24 horas; a da CE₅₀ (48h), após 48 horas; e da CL₅₀ (96h), ao final de 96h.

b) Teste pós-adsorção: segundo cenário

Essa etapa seguiu, em partes, os procedimentos adotados anteriormente. Conforme mencionado, após o processo de adsorção, foi realizada uma análise eletroquímica para quantificar o BPA residual das amostras. Com base nos resultados obtidos, foi preparada, no laboratório de ecotoxicologia, uma solução contendo a mesma concentração residual de BPA determinada na análise, utilizando apenas água de cultivo com pH 7. Em seguida os organismos foram submetidos a um novo ciclo de ensaios de toxicidade com essa solução. A leitura da CE₅₀, (24h) foi realizada após 24 horas; a da CE₅₀ (48h), após 48 horas; e da CL₅₀ (96h), ao final de 96h (Figura 14).

Figura 14 - Etapas dos testes de toxicidade após o processo de adsorção com os organismos-teste: *D. similis*, *C. silvestrii* e *C. sancticaroli*. A ilustração representa a sequência experimental, desde a preparação das soluções até a exposição dos organismos.



4.8. Tratamento estatístico e análise dos resultados

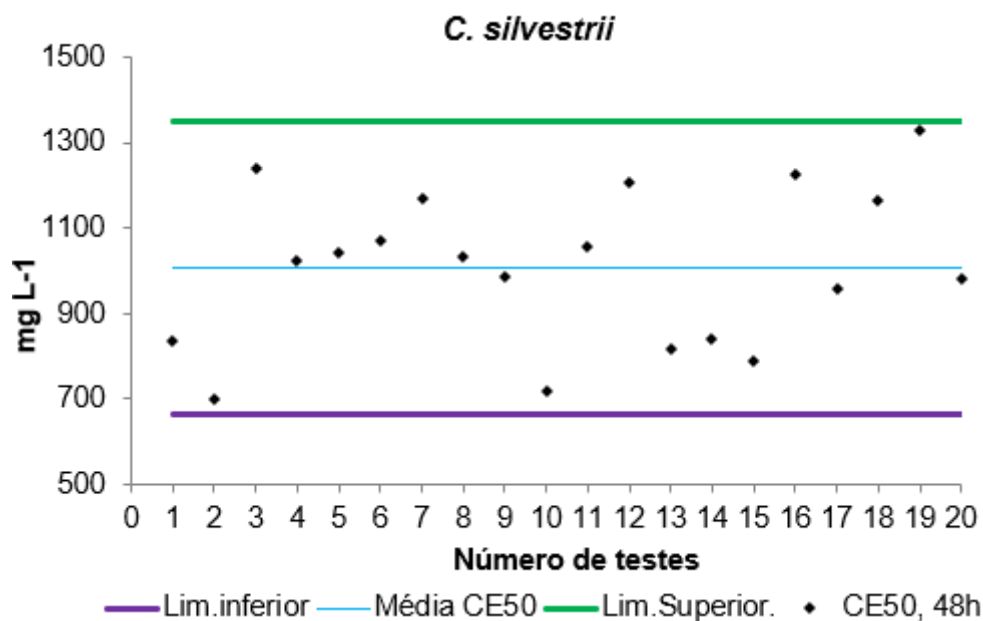
Os resultados dos testes de toxicidade aguda para a determinação dos valores da CE_{50} , 24 e 48 horas, e CL 96 horas, bem como o intervalo de confiança, foram obtidos através do método estatístico de *Trimmed Spearman-Kärber* (Hamilton *et al.*, 1977).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Teste de sensibilidade com *D. similis*, *C. silvestrii* e *C. sancticaroli*

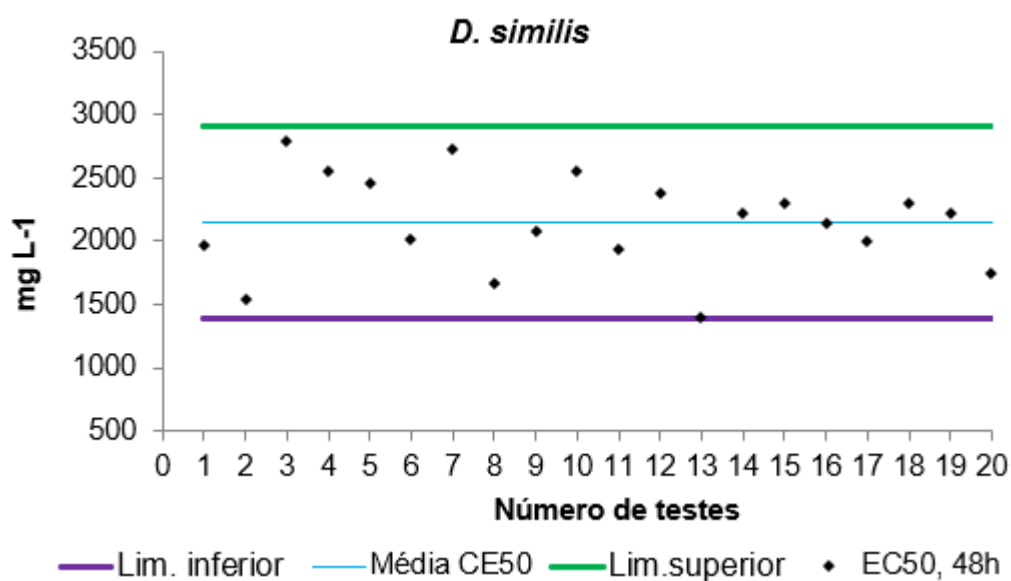
A partir dos testes de sensibilidade realizados com a exposição à substância cloreto de sódio (NaCl), foi possível determinar a faixa de sensibilidade dos organismos *D. similis* e *C. silvestrii*. Para *C. silvestrii*, o valor da CE_{50} 48 h foi de 1008,4 mg L⁻¹, com um intervalo de confiança de 665,77 mg L⁻¹ a 1351,11 mg L⁻¹ (Figura 15), valor que se encontra dentro da faixa esperada (faixa de referência: 900 - 1700 mg L⁻¹) (Spadoto *et al.*, (2017)).

Figura 15 - Resultado dos testes de sensibilidade da *C. silvestrii* exposta ao NaCl



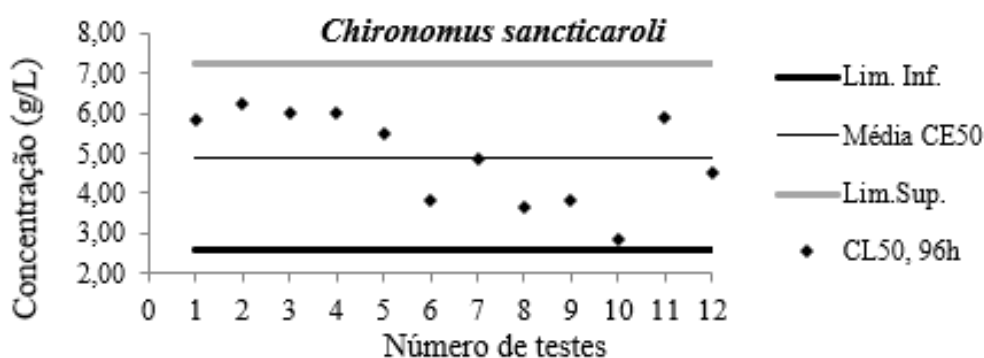
Já para *D. similis*, o valor médio da CE₅₀ em 48 horas foi de 2148,00 mg L⁻¹, com limites inferior e superior de 1384,09 mg L⁻¹ e 2911,95 mg L⁻¹, respectivamente (Figura 16), demonstrando que o organismo se encontrava dentro da faixa esperada (faixa de referência: 1911 – 2639 mg L⁻¹) segundo Egler *et al.*, (2019). Esses resultados indicam que ambos os organismos-teste apresentavam condições fisiológicas adequadas para a realização de ensaios de toxicidade.

Figura 16 - Resultado dos testes de sensibilidade da *C. silvestrii* exposta ao NaCl



A partir dos testes de sensibilidade realizados com a exposição à substância cloreto de potássio (KCl), foi possível determinar a faixa de sensibilidade de *C. sancticaroli*. O valor da CL_{50} 96h horas foi de $4,9 \text{ mg L}^{-1}$, com um intervalo de confiança de $2,61 \text{ mg L}^{-1}$ (limite inferior) a $7,23 \text{ mg L}^{-1}$ para (limite superior) (Figura 17). Esse resultado indicou que o organismo-teste apresentava condições fisiológicas adequadas para a realização de ensaios de toxicidade.

Figura 17 - Resultado dos testes de sensibilidade da *C. sancticaroli* exposta ao KCl



5.2. Teste de toxicidade aguda com BPA utilizando os organismos *D. similis*, *C. silvestrii* e *C. sancticaroli*

Os valores médios da CE_{50} (24h e 48h) do BPA (tabela 5), obtidos nos ensaios agudos realizados com *D. similis* foram $10,54 \text{ mg L}^{-1}$ e $8,94 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, enquanto para *C. silvestrii* os valores médios de CE_{50} (24h e 48h) foram de $5,64 \text{ mg L}^{-1}$ e $3,63 \text{ mg L}^{-1}$. O valor médio de CL_{50} (96h) do BPA determinado para *C. sancticaroli* foi de $3,32 \text{ mg L}^{-1}$. Esses resultados são fundamentais para compreender os impactos desse composto no ambiente aquático, além de possibilitar a sua comparação e contextualização com estudos anteriores realizados com diferentes espécies e sob distintas condições experimentais.

As condições de pH, condutividade, temperatura e dureza da água foram monitoradas durante os testes e variaram de acordo com a espécie e as concentrações nominais, mantendo-se dentro dos limites aceitáveis estabelecidos pelas normas da ABNT. Para *D. similis*, o pH das soluções teste variou entre 6,5 e 7,8, a condutividade elétrica entre 98 e $134,2 \mu\text{S cm}^{-1}$. Para *C. silvestrii*, o pH variou de 6,9 a 7,4, a condutividade de 110,8 a $121,5 \mu\text{S cm}^{-1}$, ambas com temperatura de $25 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e dureza da água de 44 mg L^{-1} . Já para o *C. sancticaroli*, o pH ficou entre 6,4 a 7,5, condutividade elétrica de 53,0 a $63,2 \mu\text{S cm}^{-1}$, dureza 16 mg L^{-1} , e temperatura de $26 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

Tabela 5 - Concentração efetiva para 50% de organismo (CE₅₀) e concentração letal para 50% dos indivíduos (CL₅₀) de BPA em um intervalo de tempo de 24, 48 e 96 h para os organismos *D. similis*, *C. silvestrii* e *C. sancticaroli* e suas respectivas faixas de sensibilidade (entre parênteses)

Organismo	CE ₅₀ 24h (mg L ⁻¹)	CV%	*DP	CE ₅₀ 48h / CL ₅₀ 96h (mg L ⁻¹)	CV%	DP
<i>D. similis</i>	10,54 (8,39 – 12,73)**	10,29	± 1,09	8,94 (7,66 – 10,22)	7,16	± 0,64
<i>C. silvestrii</i>	5,64 (2,69 – 7,89)	15,62	± 0,88	3,63 (1,63 – 5,61)	27,19	± 0,99
<i>C. sancticaroli</i>	-	-	-	3,32 (2,17 – 4,46)	17,26	± 0,57

*Desvio padrão

**Intervalo de confiança

Durante os bioensaios para determinação da CE₅₀ (24 e 48h) e CL₅₀ (96h), a imobilidade e a mortalidade dos organismos nos controles com água de cultivo e com acetona foi inferior a 10%, indicando que as condições do teste estavam adequadas e que os efeitos observados foram causados pelo contaminante, não pela presença de acetona.

O valor médio de CE₅₀ (48) para os organismos de *D. similis* expostas ao BPA, com base em cinco testes foi de 8,94 mg L⁻¹ (7,66 - 10,22 mg L⁻¹), o valor da CE₅₀ (24) foi de 10,54 mg L⁻¹ (8,39 – 12,73 mg L⁻¹). Esses valores encontram-se dentro da faixa de sensibilidade relatada por Spadoto *et al.*, (2017), que estimaram uma CE₅₀ (48h) para *D. similis* de 12,05 mg L⁻¹.

Os resultados de CE₅₀ 48 horas para *D. similis* obtidos nesse estudo indicam sensibilidade ao BPA nas concentrações testadas. Esse achado está em consonância com os valores relatados na literatura para espécies do mesmo grupo taxonômico. Por exemplo, Nakanishi, Miyamoto e Kawasaki, (2007) reportaram valores médios de toxicidade aguda do BPA para *D. magna* entre 10,2 a 13,0 mg L⁻¹. Valores obtidos por Brennan *et al.* (2006) para essa mesma espécie foram de 8,57 mg L⁻¹ em 24 horas e 7,75 mg L⁻¹ em 48 horas, situando-se na mesma faixa de concentração dos relatados por Alexander *et al.* (1988) e Ike *et al.* (2002), que encontraram CE₅₀ 48h de 10 mg L⁻¹, e por Mu *et al.* (2005), que reportaram 16 mg L⁻¹. Neste último estudo, os autores também observaram que a exposição contínua ao BPA reduziu a fecundidade e o número de descendentes, sugerindo interferência no desenvolvimento embrionário, efeitos que foram evidenciados em concentrações de 2,5 a 10 mg/L.

De modo geral, considerado os valores relatados em diferentes publicações, as CE₅₀ (48h) para *D. magna* variam entre 7,30 mg L⁻¹ e 14,70 mg L⁻¹ (Brennan *et al.*, 2006; Alexandre *et al.*, 1988; Tišler *et al.* 2016; Hirano *et al.*, 2004; Li *et al.*, 2009), sendo que a exposição a este composto está associada a alterações comportamentais e reprodutivas, como inibição do crescimento, atraso na maturação sexual, redução da desova, fertilidade (Chen *et al.*, 2021), alterações no comprimento corporal e velocidade de natação da prole a partir de 5,0 mg L⁻¹ em

(Tišler *et al.*, 2016). Esses dados evidenciam que os efeitos observados em *D. similis* apresentam coerência com resultados de sensibilidades já descritos para cladóceros semelhantes.

Para *C. silvestrii* expostas ao BPA, os valores médios de CE_{50} (24) e CE_{50} (48h) foram de 5,64 (3,88 – 7,41 mg L⁻¹) e 3,63 mg L⁻¹ (1,65 – 5,60 mg L⁻¹) respectivamente. De acordo com Spadoto *et al.*, (2017), a CE_{50} (48h) para a mesma espécie foi de 14,44 mg L⁻¹. O mesmo estudo relatou que a exposição crônica de *C. silvestrii* ao BPA causou efeitos sutis, porém significativos sobre a reprodução, como uma pequena redução de 25% no tamanho médio da ninhada (IC25) na concentração de 2,34 mg L⁻¹ (faixa 2,16–2,69 mg L⁻¹), indicando que concentrações relativamente baixas de BPA podem interferir no ciclo reprodutivo da espécie.

Os testes realizados com *C. sancticaroli* apresentaram o valor médio da CL_{50} (96h) de 3,32 mg L⁻¹ (2,17 - 4,46 mg L⁻¹), indicando maior sensibilidade ao BPA quando comparado com as demais espécies testadas neste estudo, sendo aproximadamente três vezes mais sensível do que *D. similis* ($CE_{50,48h}$ = 8,94 mg L⁻¹). A ordem crescente de sensibilidade ao BPA foi: *C. sancticaroli* < *C. silvestrii* < *D. similis*. Uma comparação com a literatura existente sobre teste agudo com quironomídeos, revela que o BPA apresenta elevada sensibilidade para esses organismos. Um estudo conduzido por Mihaich *et al.* (2009), determinou uma CL_{50} (96h) de 2,70 mg L⁻¹ (2,1 – 3,20 mg L⁻¹) para a espécie *C. riparius*.

Entre os principais efeitos observados na exposição de quironomídeos ao BPA destacam-se os danos genotóxicos e os sinais de estresse oxidativo, com aumento significativo na ocorrência de lesões no DNA em todas as concentrações testadas. Esses resultados evidenciam a elevada sensibilidade das espécies do gênero *Chironomus*, que são particularmente vulneráveis aos poluentes presentes nos sedimentos, um fator crítico em estudos de avaliação de risco ambiental (Park; Choi, 2009; Lee *et al.*, 2018). Essa susceptibilidade está relacionada, em parte, ao caráter hidrofóbico do BPA, que aderem facilmente às partículas em suspensão e favorecendo a deposição no sedimentos (Liu *et al.*, 2016). Tais evidências reforçam o potencial de *C. sancticaroli* como bioindicador na avaliação de toxicidade de contaminantes em ambientes aquáticos.

O BPA pode apresentar meia vida de 388 dias no sedimento, evidenciando sua persistência no ambiente por um período prolongado e configurando uma ameaça ao ecossistema. Isso significa que parte significativa do BPA tende a se associar as partículas sedimentares, permanecendo em ambientes bentônicos por longos períodos (Hawker *et al.*, 2011). De acordo com os estudos realizados por Du *et al.* (2025), foram identificadas concentrações de BPA nas camadas superficiais (0-10 cm), com aumento da concentrações em

camadas mais profundas (abaixo de 10 cm). Esse padrão sugere um acúmulo de BPA ao longo do tempo e baixo grau de degradação nessas condições. Do mesmo modo, Kawahata *et al.* (2004) detectaram a presença de BPA em áreas de recifes de coral nas ilhas de Okinawa e Ishigaki, Japão, evidenciando uma ampla distribuição e resistência à degradação. Essa disponibilidade prolongada do BPA no sedimento não apenas intensifica a exposição de organismos bentônicos, mas também transforma os sedimentos em um reservatório de contaminação persistente.

A bioacumulação do BPA em organismos aquáticos e no sedimento está relacionada a hidrofobicidade da molécula, expressa pelo coeficiente de partição octanol-água $\log K_{ow} = 3,32$, valor que indica um potencial moderado de bioacumulação. Compostos com $\log K_{ow} < 4$ apresentam elevado potencial de bioacumulação (Gimeno *et al.*, 2024; Bai *et al.*, 2023; Wang *et al.*, 2017). Esse caráter lipofílico de bisfenóis, como o BPA, facilita penetração nas membranas celulares dos organismos, provocando danos em processos fisiológicos, como a taxa de crescimento (Czarny; Krawczyk; Szczukocki, 2021). Em organismos filtradores como *D. similis* e *C. silvestrii*, a exposição contínua à coluna d'água contaminada favorece a absorção do BPA, enquanto em organismos bentônicos como *C. sancticaroli*, a via de bioacumulação pode ocorrer pela ingestão de partículas sedimentares contaminadas.

Embora este trabalho não tenha realizado testes de bioacumulação, é importante destacar a relevância desses estudos na avaliação dos impactos ambientais do BPA. Pois a bioacumulação e a depuração desse composto podem causar efeitos adversos ao longo no tempo na cadeia trófica, mesmo em concentrações reduzidas.

Nos estudos de Li *et al.* (2009), ao utilizarem a alga *Skeletonema hantzschii*, constataram que o BPA pode ser parcialmente removido, e que a atividade de biodegradação está relacionada a taxa de crescimento da alga. Os autores observaram que em concentrações reduzidas de 0,01 - 1,00 mg L⁻¹, e durante a fase de crescimento exponencial (entre o 4º e 8º dias), o BPA foi acumulado e degradado, chegando a 80% no último dia do experimento (16º dia). No entanto, em concentrações elevadas, como 7,0 e 9,0 mg L⁻¹, tanto o crescimento quanto a capacidade de degradação foram inibidos, levando as células a fase de morte muito antes do que observado no controle.

De forma semelhante, Ji *et al.* (2014) observaram que as algas *Chlorococcum mexicana* e *Chlorella vulgaris*, expostas a reduzidas concentrações de BPA (1 mg L⁻¹), apresentaram alta bioacumulação, com valores máximos do Fator de Bioacumulação (BCF) de 23,3 e 29,6 no dia 10º de experimento, para ambas as espécies, e maior capacidade de biodegradação, com taxas de remoção de 24% para *C. mexicana* e 23% para *C. vulgaris*. Porém

conforme a concentração de BPA aumentava (25 a 50 mg L⁻¹), a capacidade de biodegradação diminuía consideravelmente, chegando a 0,7 – 3,7%, devido à inibição do crescimento celular causada pelo aumento da toxicidade do BPA, o que reforça a ideia de que o BPA em altas doses compromete o metabolismo das microalgas.

Esse resultado demonstra que, embora algumas algas tenham capacidade de acumular e degradar o BPA em concentrações baixas, concentrações mais altas do contaminante comprometem sua fisiologia e afetam negativamente o equilíbrio ecológico aquático. Essa preocupação se intensifica pelo fato de as algas constituírem a base da cadeia alimentar aquática e podem representar uma via primária de transferência trófica do BPA, pois tendem a promover a biomagnificação, aumentando os riscos para organismos de diferentes níveis tróficos, até alcançar os seres humanos (Zhang *et al.*, 2024a; Boldrocchi *et al.*, 2021).

O BPA tende a se dissolver preferivelmente em ambientes lipofílicos, como tecido adiposo e membrana celulares, devido a sua estrutura com anéis aromáticos apolares em sua estrutura (Zhang *et al.*, 2025). Essa afinidade favorece a acumulação em organismos com maior teor lipídico, como os peixes, que diferentemente das algas ocupam níveis tróficos superiores. A assimilação do BPA nos organismos pode ocorrer diretamente da água contaminada ou pela ingestão de presas contaminadas, intensificando a biomagnificação e aumentando o risco ecológico (Chen *et al.*, 2017; Jamil Emon *et al.*, 2023; Paoletta *et al.*, 2025).

Neste contexto, Paoletta *et al.* (2025) realizaram um estudo experimental com mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*) expostos a diferentes concentrações de BPA para avaliar a bioacumulação e os riscos associados a saúde humana. Os resultados indicaram que os níveis de BPA nos tecidos dos moluscos ultrapassaram os limites considerados seguros, apontando para risco não carcinogênicos a saúde humana. Isso reforça a importância de estratégias de purificação monitoramento contínuo da presença de BPA em ambientes aquáticos.

Comparativamente, outros organismos relatados na literatura apresentam respostas semelhantes, embora as concentrações de exposição possam variar. O BPA interfere em processos fisiológicos básicos e funções endócrinas complexas, afetando organismos de diferentes níveis tróficos, desde microalgas até vertebrados e humanos. Em algas, além da redução no crescimento o BPA provocou redução do teor de clorofila a em concentrações superiores a 10 mg L⁻¹ em *Chlamydomonas mexicana* e *Chlorella vulgaris*, interferindo na atividade fotossintética (Ji *et al.*, 2014). De forma semelhante, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Scenedesmus quadricauda* apresentaram diminuição nos níveis de clorofila a em exposição a concentrações maiores que 1 e 2 mg L⁻¹ respectivamente, isso mostra que menores concentrações comprometem o metabolismo celular (Xiang *et al.*, 2018). Em *Cyclotella caspia*

o BPA conseguiu reduzir a biomassa em concentrações acima de 6 mg L⁻¹ (Li *et al.*, 2008). *Chlamydomonas reinhardtii* apresentou redução da vitalidade celular, acompanhadas de estresse oxidativo e despolarização de membranas, confirmando a vulnerabilidade das microalgas mesmo em níveis moderados de exposição (Esperanza *et al.*, 2020).

Em peixes os efeitos se estendem a sistemas fisiológicos mais complexos como as alterações hematológicas, histológicas e genotóxicas em *Danio rerio* (peixe-zebra adulto), em concentrações entre 2 a 4 mg L⁻¹, desencadeando respostas hematopoéticas, por outro lado, em níveis entre 6 a 8 mg L⁻¹, resultam em mortalidade parcial, e mudanças na composição sanguínea e danos renais (Smorodinsky *et al.*, 2023). De modo semelhante, *Channa punctatus* apresentou redução de hemoglobina, glóbulos vermelhos e hematócrito, além de aumento de leucócitos e peroxidação lipídica, acompanhados de danos ao DNA e deformidades nucleares, caracterizando um quadro de estresse oxidativo e genotoxicidade (Charma; Chadha, 2021).

Pomacea lineata apresentou em exposições crônicas, diminuição da desova e alterações comportamentais associadas à reprodução, evidenciando uma ação de desregulação hormonal (Andrade *et al.*, 2017). Já *Hydra vulgaris*, foram observadas alterações fisiológicas a partir de 42 µg L⁻¹, e a inibição da regeneração ocorreu em concentrações superiores a 460 µg L⁻¹ (Pascoe *et al.*, 2002).

Nos seres humanos, alguns estudos apontam que podem estar relacionados com o aumento do aborto espontâneo (Sugiura-Ogasawara *et al.*, 2005; Caserta *et al.*, 2013), , em alterações endometriais (Cobellis *et al.*, 2009), em anormalidades genitais masculinas (Miao *et al.*, 2011), a um fator de risco para câncer de mama (Yang *et al.*, 2009), na diminuição da função sexual em homens (Li *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2010a), além de possíveis ligações com a Síndrome dos Ovários Policísticos (SOP) Wang *et al.*, 2012; Tarantino *et al.*, 2013; Wan; Co; El-Nezami, 2022).

5.3. Ensaio de adsorção: resumo das caracterizações

As caracterizações da biomassa ativada (BMIGA) foram publicadas no artigo “*Adsorption and ecotoxicology studies with aqueous solution of Cr (VI) ions using adsorbent materials derived from I. edulis*”. Por essa razão, no presente estudo serão apresentadas algumas das análises mais relevantes para a compreensão do processo de adsorção.

A análise elementar (CHN) revelou a presença de carbono, oxigênio e nitrogênio característicos da estrutura lignocelulósica. O trabalho de Mankar *et al.* (2021) apresenta que a composição das biomassas consiste aproximadamente em 35-50% de celulose, 20 a 35% de hemicelulose e 5 a 30% de lignina. A presença de enxofre é possivelmente devido ao tratamento

químico com ácido sulfúrico bem como enxofre, associado ao processo de ativação com ácido sulfúrico.

A análise da morfologia determinada pela microscopia eletrônica de varredura (MEV), evidenciou que o uso de ácido sulfúrico promoveu a carbonização e a funcionalização com grupos oxigenados e sulfônicos, modificando a morfologia e a estrutura da biomassa (Zhang *et al.*, 2023). O tratamento ácido promoveu alterações morfológicas na biomassa e no tamanho dos grãos, tornando-os mais irregulares, e com uma superfície caracterizada por estruturas lisas e onduladas. Também foi observado a presença de canais abertos gerados pelo tratamento químico, que podem conter novos poros. Esse processo de ativação da biomassa pode ter contribuído para a geração de grupos funcionais oxigenados e sulfônicos na superfície, favorecendo a abertura das estruturas microporosas. (Arruda *et al.*, 2024).

A análise termogravimétrica (TG) revelou perdas de 6% de massa entre 30 - 100 °C, que pode ser atribuída a presença de voláteis e umidade. Entre 100 e 300 °C, ocorre uma perda de massa de 10%, atribuída ao início da degradação da hemicelulose, presente em materiais lignocelulósicos. A maior perda foi observada entre 300 e 800 °C, atribuída à decomposição da hemicelulose, lignina e celulose, resultando em cerca de 41,82% de perda total. Em um estudo realizado com biomassa ativada obtida das cascas de *Inga feuillei*, os autores atribuíram a decomposição da hemicelulose à faixa de temperaturas entre 100 e 490 °C (Montalvo, Andia *et al.*, 2020).

O espectro de FTIR apresentou bandas típicas de grupos funcionais oxigenados, semelhantes aos descritos por Arruda *et al.* (2024). As regiões de 3594 - 3158 cm^{-1} e 3014 - 2806 cm^{-1} foram atribuídas, respectivamente, ao estiramento O-H de álcoois (Morais *et al.*, 2015) e ao estiramento C-H de cadeias alifáticas. A banda em 1754 - 1714 cm^{-1} indicou grupos carboxílicos (Pricilla *et al.*, 2024), enquanto a faixa de 1644 - 1570 cm^{-1} correspondeu a vibrações C=C de estruturas aromáticas. As bandas em 862 e 766 cm^{-1} referem-se à deformação fora do plano C-H, e aquelas entre 1128–1054 cm^{-1} ao estiramento C-O, associados a polissacarídeos e compostos aromáticos (Fu *et al.*, 2024). A ativação gerou ainda uma banda em 1154 cm^{-1} , relacionada ao grupo sulfônico (-S O₃H) (Islam *et al.*, 2018; Jawad; Abdulhameed; Mastuli, 2020), esses grupos funcionais podem favorecer interações químicas com o BPA (Cheng; Wang, 2024).

—Análises texturais, incluindo determinação da área de superfície, volume de poros e diâmetro de poros, foram realizadas usando o método Brunauer-Emmett-Teller (BET) Após o tratamento com ácido sulfúrico, a BMIGA apresentou um aumento de 69,1% na área superficial específica e 60,0% no volume de poros em relação a biomassa sem ativação (Ababaii; Gilani;

Pasikhani, 2024; Ban *et al.*, 2022). Esse aumento é atribuído à solubilização de compostos inorgânicos e às reações químicas na hemicelulose e lignina, que diâmetro dos poros não foi alterado, mantendo o material como microporoso (< 2 nm) segundo o modelo de Dubinin-Astakhov (DA) que caracteriza a amostra de BMIGA como microporosas (Sun *et al.*, 2020).

As análises XPS mostrou que após a ativação com ácido, a BMIGA apresentou aumento nos teores atômicos de carbono (66,4%) e oxigênio (31,1%) em comparação ao precursor BMIG, indicando maior presença de grupos funcionais oxigenados (El-Nemr *et al.*, 2024; Jawad; Abdulhameed; Mastuli, 2020) Após o processo de ativação ocorreu a diminuição das duplas ligações proeminente dos grupos aromáticos da lignina, os grupos funcionais oxigenados apresentaram aumento dos percentuais e também ocorreu a formação de outros grupos oxigenados, que o grupo funcional C-O-C foi oxidado para C=O, reforçando os resultados obtidos por FTIR.

A análise por EDX evidenciou aumento significativo no teor de enxofre após a ativação química, enquanto os teores de potássio, cálcio, cloro e fósforo diminuíram ou se tornaram não detectáveis. Essa redução pode estar relacionada à solubilização dos elementos inorgânicos durante o tratamento ácido.

O ponto de carga zero (PCZ) da BMIGA foi de 2,65, indicando que sua superfície é positiva em pH abaixo desse valor e negativa em pH acima. Como a adsorção foi realizada em pH 4, acima do PCZ, a superfície do BMIGA está negativamente carregada, favorecendo a adsorção do BPA por ligações de hidrogênio e interações hidrofóbicas.

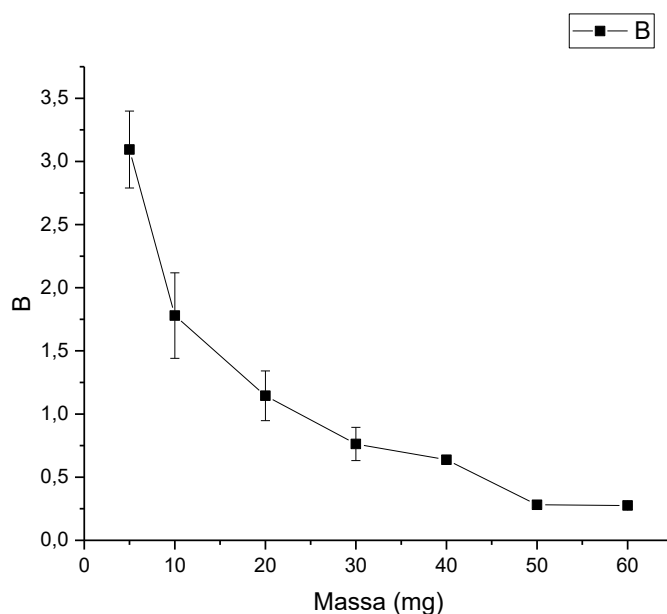
5.4. Ensaio de adsorção: condições ótimas

Existe fatores que influenciam diretamente a capacidade de adsorção do material adsorvente, determinando a eficiência do processo, dentre eles podemos destacar: dosagem da biomassa, pH, tempo de contato e temperatura. O equilíbrio entre esses fatores é essencial para potencializar a eficiência do processo de adsorção.

a) Teste massa

A quantidade de adsorvente utilizada desempenha um papel fundamental nos estudos de adsorção, dado que este parâmetro interfere diretamente o equilíbrio estabelecido entre o adsorvente e o analito. Os ensaios de adsorção realizados para determinar a massa mostraram a capacidade de adsorção do material, conforme ilustrado na Figura 18.

Figura 18 - Resultados das capacidades de adsorção para diferentes dosagens de ABMIG



O experimento foi conduzido utilizando uma solução com concentração de 20 mg L^{-1} , em um volume de 20 mL, com pH 5,6 e um tempo de contato de 24 horas. Os resultados indicam que, com o aumento da dosagem, a da capacidade de adsorção diminuiu. Com a dosagem de 30 mg, a capacidade de adsorção foi de $0,28 \text{ mg g}^{-1}$. Já com a dosagem reduzida para 5 mg, esse valor aumentou para $3,09 \text{ mg g}^{-1}$, aproximadamente 11 vezes maior, evidenciando que a ativação química favoreceu as propriedades físico-química, aumentando a área superficial.

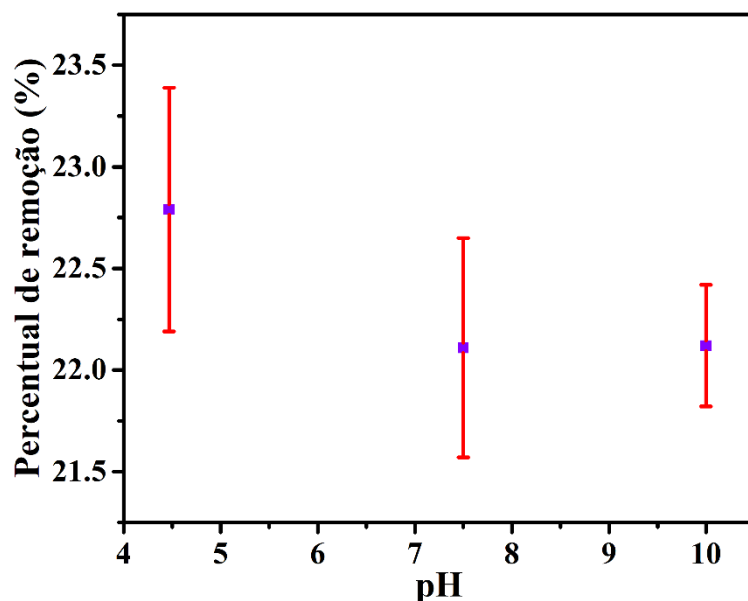
A quantidade de adsorvente influenciou diretamente na eficiência do processo de adsorção. Em doses menores, os sítios ativos ficam mais expostos e são rapidamente ocupados pelos íons do contaminante, resultando em maior capacidade de adsorção por grama de material. Em dosagens maiores, a área de superfície disponível é maior, porém, a quantidade de íons de BPA na solução não é suficiente para preencher todos os sítios ativos, dessa forma a quantidade de contaminante na solução permanece a mesma, o que resulta na redução da capacidade de adsorção (Pholosi; Naidoo; Ofomaja, 2020). Como nem todos os sítios são preenchidos, cada grama de adsorvente acaba capturando menos íons, reduzindo a capacidade de adsorção. Portanto, os resultados indicam que doses menores de adsorvente podem ser mais eficazes para maximizar a capacidade de adsorção do material.

b) Influência do pH

Dentre os fatores analisados nos testes de adsorção o pH está diretamente correlacionado com a eficiência de adsorção do adsorvente, visto que alterações no pH podem

favorecer ou inibir a interação entre os poluentes e o adsorvente (Ponnuchamy *et al.*, 2023). O experimento foi conduzido utilizando 5 mg de adsorvente, em uma solução com concentração de 20 mg L⁻¹, com pH 4, 7 e 10, sob temperatura ambiente e com um tempo de contato de 24 horas. O estudo de adsorção com variação de pH está apresentado na Figura 19.

Figura 19 - Resultados do estudo de adsorção com variação de pH

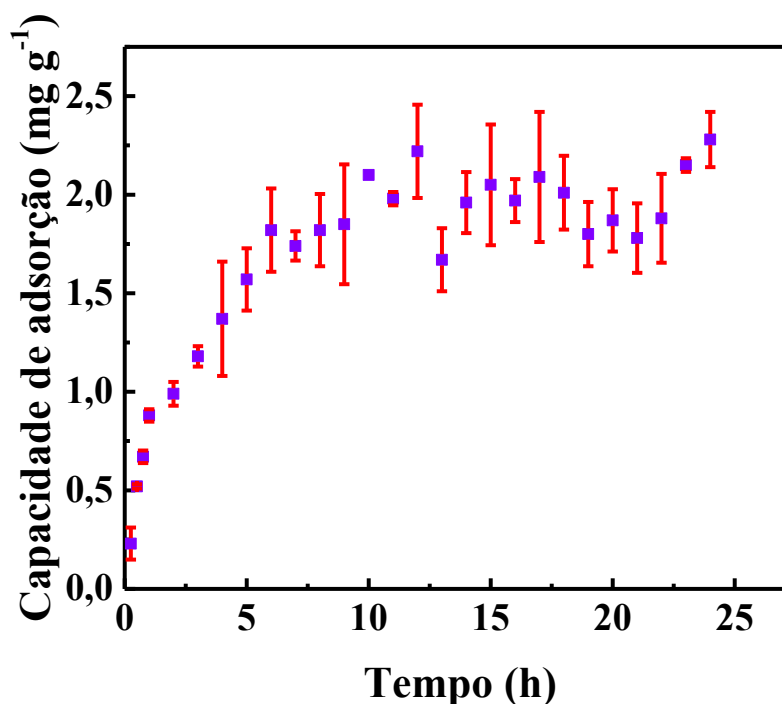


O gráfico aponta que o percentual de remoção do BPA obteve o percentual de remoção no valor mais elevado em condições de pH ácido, alcançando 23%. Esse percentual de remoção indica que o adsorvente apresenta certo potencial para remoção de BPA, especialmente em pH ácido. Esse comportamento também foi retratado na capacidade de adsorção do adsorvente, que apresentou um valor máximo de 2,04 mg g⁻¹ nas mesmas condições. Esses resultados sugerem que o pH ácido (4,0) favoreceu as interações entre o BPA e o material adsorvente, otimizando a eficiência de remoção.

c) Cinética da adsorção

A cinética da adsorção química é um parâmetro essencial para compreender a taxa de adsorção dos íons de BPA. Ela fornece informações importantes, como o tempo necessário para que um analito atinja o equilíbrio na superfície do adsorvente, ou seja, o ponto em que taxa de adsorção e dessorção se iguala. Esse entendimento é crucial para otimizar processos de remoção, determinar as condições ideais para maximizar a eficiência de adsorção do composto (Figura 20).

Figura 20 - Resultados das cinéticas de adsorção



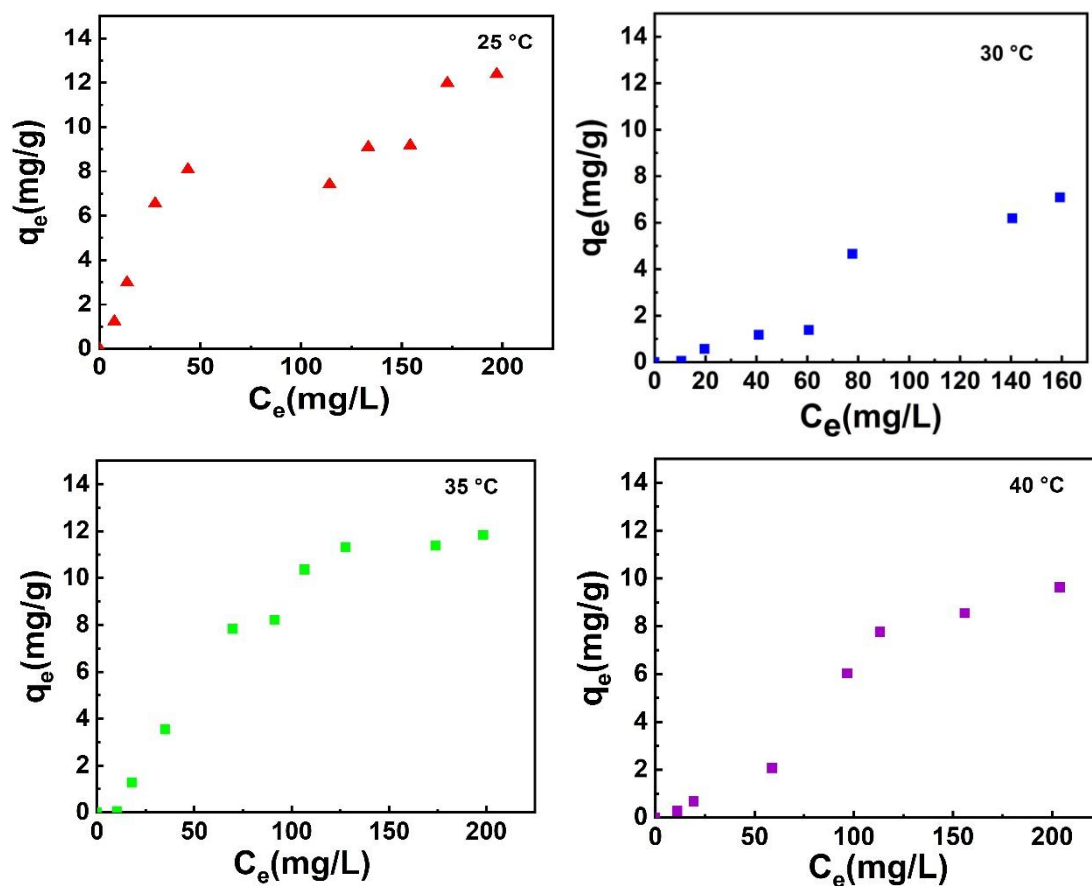
O experimento foi conduzido utilizando 5 mg de massa de adsorvente, em uma solução com concentração de 20 mg L⁻¹, com pH 4, sob temperatura ambiente. O ensaio foi realizado em um período de 10 min a 24h e evidenciou que a taxa de adsorção atingiu o equilíbrio cinético após 12 horas de contato.

O gráfico apresentado ilustra o comportamento cinético do material adsorvente ao longo do tempo. Esse ponto de equilíbrio representa o momento em que a quantidade de analito sendo adsorvida pelo material se iguala à quantidade sendo desorvida, resultando em uma estabilização na concentração de composto na superfície do adsorvente. O tempo necessário para atingir essa condição é um parâmetro relevante, pois indica a eficiência temporal do processo de adsorção e fornece informações para a otimização do processo.

d) Influência da temperatura (Isoterma)

O estudo da influência da temperatura no processo de adsorção do BPA é apresentado por meio das isotermas de adsorção (Figura 21).

Figura 21 - Resultados da influência da temperatura na capacidade de adsorção das amostras de BMIGA



O experimento foi realizado com 5 mg de massa de adsorvente em uma solução de 20 mg L⁻¹, ajustada para pH 4, com um tempo de contato de 12 horas. As análises foram conduzidas em quatro diferentes temperaturas: 25°, 30°, 35° e 40°C, permitindo avaliar a influência térmica no processo de adsorção. Os experimentos realizados a 25 °C resultaram em uma capacidade adsorptiva de 12,38 mg g⁻¹. Para as demais temperaturas testadas (30, 35 e 40 °C), as capacidades adsorptivas foram de 9,31, 11,83 e 9,63 mg g⁻¹, respectivamente. Esses resultados evidenciam que o adsorvente pode ser empregado em sistemas de tratamento de efluentes sob diferentes condições térmicas, uma vez que as capacidades adsorptivas se mantiveram próximas nas quatro temperaturas avaliadas. Destaca-se, entretanto, que a temperatura de 25 °C apresentou a maior capacidade adsorptiva, indicando que não é necessário o uso de temperaturas mais elevadas para maximizar o desempenho do processo. No contexto do tratamento em escala industrial, esse aspecto é particularmente relevante, pois dispensa a necessidade de aquecimento, reduzindo custos operacionais e aumentando a viabilidade da aplicação em sistemas reais, nos quais a temperatura dos efluentes pode variar.

Na literatura, há poucos estudos sobre a adsorção de BPA utilizando biomassa ativada quimicamente. A maioria das pesquisas se concentra no uso de biocarvões, cuja síntese demanda maior consumo de energia. Machado *et al.* (2014), empregaram biocarvão comercial de origem vegetal para a remoção de BPA, obtendo uma capacidade adsortiva de 22,02 mg g⁻¹ a 25 °C. Ponnuchamy *et al.* (2023), por sua vez, utilizaram biocarvão derivado de bagaço de cana-de-açúcar, alcançando uma capacidade adsortiva de 32,05 mg g⁻¹ na mesma temperatura. No mesmo estudo, os autores também avaliaram biocarvão obtido de plantas aquáticas, que apresentou capacidade adsortiva foi de 8,54 mg g⁻¹ a 25 °C.

Nesse contexto, os testes preliminares realizados neste estudo buscaram determinar as condições ideais de adsorção dentro dos parâmetros previamente estabelecidos. A temperatura ambiente (25 °C) foi a mais adequada para a realização do experimento, visto que o aumento da temperatura não promoveu alterações nos resultados. A massa do adsorvente foi fixada em 5 mg L⁻¹, pois proporcionou melhor remoção do analito. O estudo cinético indicou que 12 horas de foram suficientes para atingir o equilíbrio da adsorção. Por fim, o pH 4 foi indicado como o mais favorável para o processo, devido à sua influência direta na eficiência da adsorção.

5.5. Quantificação das soluções-teste: espectrofotometria (UV/Vis) e eletroquímica

5.5.1. Quantificação das concentrações nominais: espectrofotometria (UV/Vis)

As análises de espectrofotometria (UV/Vis) possibilitaram a determinação do pico de máxima absorção do BPA no comprimento de onda de 276 nm, por meio da varredura espectral entre 200 e 800 nm. Com base nesse método, foram avaliadas as concentrações nominais utilizadas nos testes de toxicidade para cada organismo: *C. silvestrii* (1,2; 2,4; 3,6; 4,8 e 6,0 mg L⁻¹), *D. similis* (3,0; 6,0; 9,0; 12,0; 15,0 e 18,0 mg L⁻¹) e *C. sancticaroli* (1,2; 2,4; 3,6; 4,8; 6,0 e 7,2 mg L⁻¹). Os resultados das quantificações obtidas encontram-se organizados na Tabela 6.

Tabela 6 - Concentrações das soluções-teste (mg L⁻¹) determinadas por espectrofotometria UV-Vis.

Concentração nominal (mg L ⁻¹)	Determinação analítica (mg L ⁻¹)
1,2	1,4
2,4	2,3
3,0	2,8
3,6	3,1
4,8	4,2
6,0	5,6
7,2	7,6
9,0	8,5

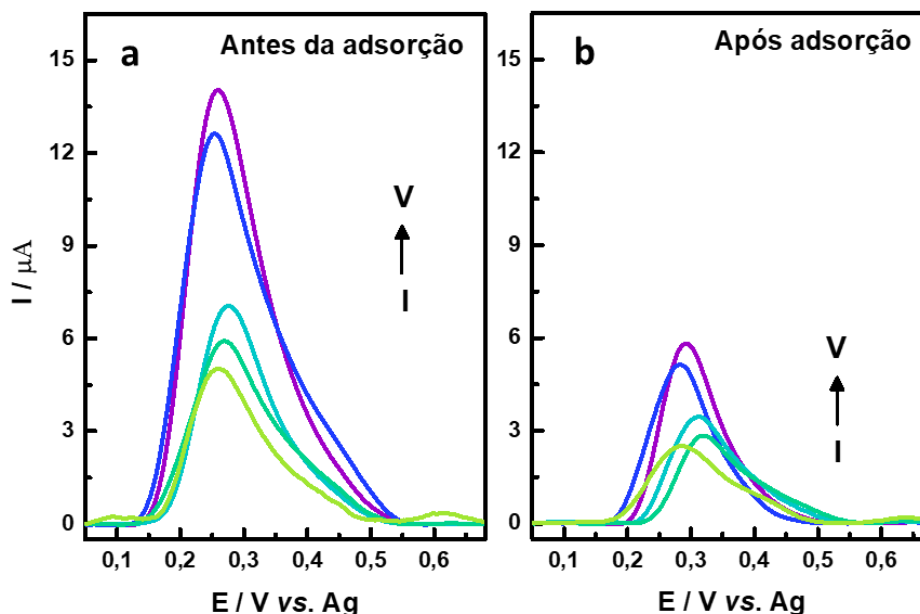
Concentração nominal (mg L ⁻¹)	Determinação analítica (mg L ⁻¹)
12	11,5
15	14,9
18	18,9

De acordo com Doria Herrera *et al.* (2020), o BPA apresenta absorção mais intensa entre 230 e 300 nm, com destaque para o pico máximo em 280 nm. Isso está em concordância com o estudo de Leandro. (2006), que, ao desenvolver um método de quantificação de BPA por espectrofotometria UV-Vis, também observou picos máximos de absorção próximos de 280 - 300 nm. Nas análises referentes às concentrações nominais, optou-se pela utilização de etanol como solvente na preparação da solução padrão. A escolha de etanol deve-se ao fato de que a acetona apresenta interferência na região espectral de interesse (230 a 320 nm), uma vez que absorve na mesma faixa que o analito (BPA), o que poderia comprometer a precisão dos resultados obtidos (Koch; Gronki; Hanson, 2008). Dessa forma, a utilização do etanol garante maior confiabilidade na determinação das concentrações de BPA e minimiza possíveis interferências provenientes do solvente.

5.5.2. Quantificação por eletroquímica: antes e após os ensaios de adsorção

Foi construída uma curva analítica com faixa de 0,8 mg L⁻¹ a 16,0 mg L⁻¹, com limite de detecção de 0,27 mg L⁻¹ e limite de quantificação de 0,81 mg L⁻¹ (apêndice II). Todas as análises foram realizadas utilizando solução tampão B-R em pH 7, valor previamente determinado como o pH ótimo para a quantificação eletroquímica do analito. As recuperações nas amostras das concentrações nas amostras foram obtidas por interpolação das correntes medidas à equação da reta da curva (Figura 22). Os voltamogramas obtidos mostram as correntes das amostras antes (Figura 22a) e depois (Figura 22b) do processo de adsorção em que as amostras foram submetidas, observando redução das correntes de pico em cerca de 50% de modo geral.

Figura 22- Voltamogramas VPD empregando o E/HEACit5% para recuperação do BPA, a) antes do processo de adsorção e b) após o processo de adsorção sob condições otimizadas: Tampão B-R pH 7, amplitude de pulso 90 mV, tempo de pulso 5 ms e velocidade de varredura de 30 mV S⁻¹.



A partir dos valores da corrente de pico foi realizado a interpolação das correntes na equação da reta para obter a concentração do analito nas amostras. Os dados de recuperação são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7- Recuperação das concentrações de BPA correspondentes a CE/ CL50 antes e após o tratamento com a biomassa ativada.

Teórica	mg L ⁻¹	Medida antes adsorção				Recuperada após adsorção			
		mg L ⁻¹	±	%	±	mg L ⁻¹	±	%	±
CE50 24h <i>D. similis</i>	10,50	11,31	6,58	115,62	7,61	6,93	6,99	65,96	4,61
CE50 48h <i>D. similis</i>	9,00	8,80	8,57	111,20	9,53	6,24	8,97	69,34	0,16
CE50 24h <i>C. silvestrii</i>	5,60	5,63	3,52	95,22	3,52	2,15	2,08	39,26	0,84
CE50 48h <i>C. silvestrii</i>	3,60	3,72	5,06	103,22	5,23	1,74	7,71	48,34	1,31
CL50 96h <i>C. sancticaroli</i>	3,30	3,25	4,59	92,61	4,26	1,59	7,19	48,23	3,47

Após a quantificação das concentrações de BPA, antes e após a adsorção, observou-se que a biomassa ativada foi eficaz na redução da concentração do BPA. Os valores indicam uma redução de concentração variando entre 38% e 61%.

5.6. Testes de toxicidade após o tratamento de adsorção

a) Teste pós adsorção: primeiro cenário

Para contextualização destes resultados, as soluções de BPA, preparadas em água de cultivo e ajustadas para pH 4, foram submetidas previamente à quantificação eletroquímica, seguidas do processo de adsorção com biomassa por 12 h, e posteriormente reanalisadas para

determinação das concentrações residuais, que foram então utilizadas nos ensaios de toxicidade com *D. similis*, *C. silvestrii* e *C. sancticaroli*.

Os resultados dos testes após o tratamento por adsorção com *D. similis*, utilizando solução-teste com concentração residual de 6,93 mg L⁻¹ referente a CE₅₀ 24h, demonstraram que, após 24 horas de exposição, não ocorreu efeito agudo, sendo observada sobrevivência de 100% dos organismos expostos à solução tratada, conforme pode ser observado na tabela 8. Esse resultado evidencia a eficácia do tratamento de adsorção na remoção do BPA, refletindo na redução da concentração em aproximadamente 4,38 mg L⁻¹, correspondente a 38,74% de remoção em relação a concentração inicial. Essa diminuição da toxicidade expressa pelo valor da CE₅₀ quando comparada ao grupo exposto à solução contaminada não tratada. Na avaliação referente ao valor residual da CE₅₀ 48h, foi observada mortalidade de 20%, utilizando-se a solução teste com 6,24 mg L⁻¹ de BPA residual, associada a uma remoção de 2,56 mg L⁻¹, correspondente a 29,09% da concentração inicial. De modo geral, a redução da toxicidade após o tratamento por adsorção foi evidenciada pela diminuição da concentração de BPA, com remoção de 38,74% associada a CE₅₀ (24 h) e de 29,09% associada a CE₅₀ (48 h), ambas em relação às concentrações iniciais, refletindo menor efeito tóxico sobre os organismos expostos.

Apesar da letalidade ainda presente, o resultado é considerado satisfatório, uma vez que a redução da concentração de BPA resultou em menor toxicidade da solução tratada em comparação a não tratada. Isso demonstra que, mesmo após 48 horas, o tratamento com a biomassa manteve eficácia significativa na atenuação dos efeitos tóxicos do BPA. Esses dados corroboram com os estudos de Lima *et al.* (2025), que observaram sobrevivência semelhante para *D. similis* de 90% ao utilizarem a biomassa de *I. edulis* na remoção de Cromo (Cr) em meio aquoso, e aumentando taxa de sobrevivência dos organismos.

Nos testes realizados após o processo de adsorção com *C. silvestrii*, empregando soluções-teste contendo BPA residual após a adsorção, com concentração residual de 2,15 mg L⁻¹ CE₅₀ (24 h), não foi observada imobilidade dos organismos na avaliação de 24 horas. Esses resultados indicam que a biomassa foi eficaz na redução da toxicidade do composto na concentração equivalente a CE₅₀ (24h), com diminuição de 3,48 mg L⁻¹ (61,81 %) em relação a concentração inicial. Da mesma forma, na leitura de 48 horas, utilizando solução-teste com residual de 1,98 mg L⁻¹, correspondente a solução de CE₅₀ (48h), também não foi registrada imobilidade, reforçando a eficiência do tratamento, que promoveu redução de 1,98 mg L⁻¹ (53,23%) e resultou em taxa de sobrevivência de 100% para *C. silvestrii* (Tabela 8).

Ao analisar os efeitos da solução tratada contendo 1,59 mg L⁻¹ de BPA residual após a adsorção sobre *C. sancticaroli*, foi observada mortalidade de aproximadamente 2% dos

organismos, associada a uma redução de $1,66 \text{ mg L}^{-1}$ correspondente a 51,08% da concentração inicial. Esse resultado demonstra que a biomassa foi eficaz na redução da toxicidade da solução equivalente a CL_{50} (96h) do BPA, evidenciando a eficiência do processo de adsorção na atenuação dos efeitos tóxicos para a espécie *C. sancticaroli*, com taxa de sobrevivência de 98% (Tabela 8).

Tabela 8 - Valores médios de sobrevivência (%) em 24h, 48h e 96h dos organismos-teste expostos ao BPA após o tratamento de adsorção obtidos no primeiro cenário.

Organismo	Tempo de exposição (h)	Sobrevivência (%)
<i>D. similis</i>	24h / 48h	100/ 80
<i>C. silvestrii</i>	24h / 48h	100/100
<i>C. sancticaroli</i>	96 h	98

Em relação aos resultados dos controles dos bioensaios observou-se que, no 3º controle, realizado com água de cultivo (pH 7,0), previamente exposta a biomassa de ingá por 12 horas, que não houve imobilidade dos organismos-teste nos tempos de exposição de 24 e 48 horas. Esse resultado indica que a biomassa de *I. edulis* não liberou substâncias tóxicas capazes de causar efeitos adversos, sendo, portanto, segura para realização dos ensaios ecotoxicológicos. Dessa forma, fica evidente que o material adsorvente pode ser utilizado sem interferir nos efeitos observados nos testes com contaminante.

Quanto 4º controle, realizado com água de cultivo (pH 7,0) inicialmente ajustada para 4,0 e, posteriormente, neutralizada para pH 7,0, também não foi observada imobilidade dos organismos-teste após o período de exposição. Esse resultado indica que o processo de ajuste de pH não resultou na formação de sais ou subprodutos capazes de comprometer a confiabilidade dos resultados com o BPA.

b) Teste após adsorção: segundo cenário

Para contextualização do segundo cenário, após a quantificação eletroquímica do BPA residual pós-adsorção, foram preparadas soluções em água de cultivo (pH 7) com concentrações equivalentes às residuais determinadas. Essas soluções foram utilizadas em novos ensaios de toxicidade para avaliação da CE_{50} (24 h e 48 h) e da CL_{50} (96 h).

As solução-teste contendo as concentrações remanescentes de BPA não causaram imobilidade em *D. similis* na avaliação CE_{50} (24h), sendo observada ausência de imobilidade entre os neonatos expostos. Esse resultado indica a redução do valor da CE_{50} e da toxicidade da

água, de forma semelhante ao observado no primeiro cenário. Da mesma maneira, na análise da CE₅₀ (48h), foi observada imobilidade de 20% dos organismos, conforme pode ser observado na tabela 9. Esse resultado foi idêntico ao registrado no primeiro cenário, reforçando a consistência dos dados e a eficácia do processo de adsorção e redução da toxicidade do BPA.

De forma semelhante, em *C. silvestrii*, na avaliação CE₅₀ (24h), observou-se 100% de sobrevivência entre os neonatos expostos, indicando redução do valor da CE₅₀ e da toxicidade da água, conforme demonstrado no primeiro cenário. Já na análise da CE₅₀ (48h), foi observado a imobilidade de 5% dos organismos. Esse resultado evidencia uma leve variação entre os dois cenários, a qual pode estar atrelada as condições fisiológicas do organismo e as diferenças de sensibilidade, ocasionando pequenas variações nos resultados, e não necessariamente a ação do contaminante em si (Zagatto; Bertoletti, 2008) (Tabela 9).

Já em *C. sancticaroli*, na avaliação referente a CL (96h), foi observada média de sobrevivência de 91,67%. Esses resultados evidenciam a efetividade da biomassa na redução da toxicidade da solução de BPA (Tabela 9). Esse achado está em conformidade com estudos anteriores, como o de Moraes *et al.* (2023), que demonstraram que a adsorção é uma técnica eficiente na redução da concentração de BPA e, consequentemente, na diminuição da toxicidade para quironomídeos. Nesse estudo, os autores utilizaram carvão ativado em pó (CAP) e moringa ativada (CMOH300), observando redução da toxicidade e dos efeitos agudos ao composto.

Tabela 9 - Valores médios de sobrevivência (%) em 24h, 48h e 96h dos organismos-teste expostos ao BPA após o tratamento de adsorção obtidos no segundo cenário.

Organismo	Tempo de exposição (h)	Sobrevivência (%)
<i>D. similis</i>	24h / 48h	100/ 80
<i>C. silvestrii</i>	24h / 48h	100/95
<i>C. sancticaroli</i>	96 h	91,67

Após a etapa de adsorção, as concentrações residuais de BPA variaram entre 1,59 e 6,93 mg L⁻¹. Embora os testes realizados com os organismos, em diferentes períodos de exposição (24, 48 e 96 horas), não tenham indicado efeito tóxico agudo imediato, é importante ressaltar que a ausência de toxicidade aguda não elimina o risco ecológico a longo prazo. Efeitos crônicos, como alterações no crescimento, reprodução, comportamento e metabolismo, podem ocorrer em concentrações significativamente menores do que aquelas capazes de causar mortalidade ou imobilização em curto prazo (Li *et al.*, 2018).

Em ensaios crônicos com *D. magna*, a exposição ao BPA em 21 dias causou efeitos subletais a partir de 1,73 mg L⁻¹, incluindo a redução no número de ninhadas por fêmea adulta. Esses efeitos tornaram-se mais intensos em concentrações iguais ou superiores a 3,45 mg L⁻¹, com reduções significativas na taxa reprodutiva. Esses resultados demonstram que o BPA pode comprometer a reprodução e fisiologia dos organismos, mesmo sem causar morte imediata, caracterizando um efeito crônico de médio prazo (Jemec *et al.*, 2012). Em concentrações de 0,002 a 2 mg L⁻¹ observa-se que o BPA produziu efeitos crônicos em *D. magna* durante 21 dias, incluindo inibição das enzimas superóxido dismutase e da atividade acetilcolinesterase, além da redução na fecundidade e no número de neonatos por ninhada (Li *et al.*, 2018). Ao comparar esses dados com as concentrações residuais obtidas após o processo de adsorção do presente estudo para *D. similis* (6,9 a 6,3 mg L⁻¹), observa-se que os níveis de BPA após o processo de adsorção ainda se encontram dentro da faixa capaz de provocar efeitos crônicos em organismos aquáticos, como dafinídeos.

Quanto aos quironomídeos, a exposição ao BPA pode causar danos ao DNA e alterações epigenéticas, mesmo em concentrações subletais (a partir de 1 mg L⁻¹), como observado em *C. riparius*. As alterações epigenéticas realizam modificações químicas que regulam a expressão gênica sem alterar a sequência do DNA, podendo comprometer funções fisiológicas essenciais, como falha na reprodução (Lee *et al.*, 2018; Park; Choi, 2009). Além disso, o BPA pode afetar a muda e causar deformações do aparelho bucal em larvas de *C. riparius*. Quando exposto a uma concentração de 1 mg L⁻¹, os organismos apresentam toxicidade, como retardo no crescimento e na muda das larvas. Em concentrações inferiores, entre 10 ng L⁻¹ a 10 µg L⁻¹, não há toxicidade nem afeta ao crescimento, entretanto, ocorrem deformidades específicas do mento, atribuída a ação desreguladora endócrina (Watts; Pascoe; Carroll, 2003). Em paralelo com o presente estudo, a concentração remanescente após o tratamento (1,59 mg L⁻¹) não causou efeito agudo em *C. sancticaroli*. Contudo, considerando os dados da literatura, essa concentração residual de 1,59 mg L⁻¹, pode vir a causar um efeito crônico em quironomídeos caso haja exposição prolongada.

Outro ponto relevante é que, embora as concentrações ambientais de BPA detectadas em corpos hídricos naturais variaram entre 0,00035 µg L⁻¹ (Wang *et al.*, 2012) e 370 µg L⁻¹ (Santos *et al.*, 2023), valores muito mais elevados foram encontrados em algumas águas residuais, especialmente em lixiviados de aterros sanitários, que podem conter altos níveis de BPA. Por exemplo, foram detectados 3,61 mg L⁻¹ de BPA em lixiviados brutos de aterros municipais na Alemanha Ocidental (Coors *et al.*, 2003). No Japão, os níveis chegaram a 17,2

mg L⁻¹ (Yamamoto *et al.*, 2001), enquanto na Itália foram registradas concentrações de até 33,5 mg L⁻¹ de BPA lixiviados provenientes de resíduos industriais e urbanos (Baderna *et al.*, 2011).

Dessa forma, embora os testes de adsorção tenham se mostrado eficazes na redução da toxicidade aguda, apresentando entre 80 a 100% de sobrevivência dos organismos, não se pode descartar a possibilidade da ocorrência de efeitos crônicos decorrentes das concentrações remanescentes do contaminante no efluente tratado, caso este seja lançado no ambiente. Assim, recomenda-se a realização de ensaios crônicos complementares, a fim de confirmar a ausência de efeitos crônicos em longo prazo. Os resultados obtidos após o tratamento por adsorção com biomassa ativada evidenciam a eficácia dessa técnica na redução da concentração do contaminante na solução aquosa e na mitigação de efeitos agudos, comprovadas pelo aumento da taxa de sobrevivência dos organismos-teste e pela diminuição nos valores de CE₅₀ (24 e 48h) e CL₅₀ (96h). Dessa maneira, a adsorção demonstrou ser uma estratégia promissora para a remoção e redução dos efeitos do BPA em ambientes aquáticos.

Os contaminantes emergentes, como o BPA, representam uma preocupação crescente, principalmente devido à dificuldade de remoção em estações de tratamento convencionais de águas residuais (ETAR), as quais são consideradas potenciais fontes de liberação contínua de micropoluentes em sistemas aquáticos (Luo *et al.*, 2014). A persistência do BPA no ambiente compromete não apenas a saúde da biota aquática, mas também representa risco para a população humana, que consome alimentos de origem aquática e utiliza essas águas para abastecimento e recreação. Além disso, compreender o comportamento e o destino desses micropoluentes no ambiente receptor exige uma avaliação abrangente de seus impactos ambientais (Luo *et al.*, 2014).

O direito a um ambiente equilibrado e saudável é garantido pelo Art. 225 da Constituição Federal, que estabelece que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida” (Brasil, 1988). Nesse contexto, a remoção do BPA, ainda que seja apenas um entre muitos disruptores endócrinos presentes no ambiente, já representaria um avanço significativo para a preservação dos ecossistemas aquáticos. Essa remoção pode ser alcançada tanto por meio de investimentos em tecnologias avançadas, que otimizem os processos de tratamento e controlem o lançamento de poluentes, quanto por metodologias mais simples e acessíveis, como a adsorção, especialmente quando aplicadas com materiais de baixo custo e bom desempenho. No entanto, é importante considerar, como destacado por Katibi *et al.* (2021), que tecnologias emergentes, como ozonização, oxidação avançada, uso de membranas, fotocatalise, degradação enzimática são algumas das técnicas que apresentam boa eficiência na remoção de BPA de águas residuais

e potáveis, mas ainda enfrentam limitações relevantes, como altos custos de instalação e manutenção, complexidade operacional, aumento das despesas de operação e geração de subprodutos tóxicos (Vanniaraj *et al.*, 2025).

O método testado nesse trabalho, eliminou mais de 60% do BPA presente nas amostras analisadas, sob condições controladas de pH 4,0, com tempo de 12 horas de contato. Esses resultados indicam que a adsorção é uma técnica acessível, eficaz e sustentável, com potencial de aplicação em amostras reais de estações de tratamento de efluentes. Estudos como este são fundamentais para informar a sociedade sobre os riscos associados aos contaminantes emergentes e para subsidiar a formulação de políticas públicas e regulamentações ambientais mais eficazes, como as previstas nas Resoluções nº 357/2005 e nº 430/2011 do CONAMA.

6. CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

Este estudo avaliou os efeitos tóxicos do BPA em 24 e 48h para *D. similis* e *C. silvestrii*, e em 96h para *C. sancticaroli*. Os resultados mostram que o BPA é tóxico para os organismos nas concentrações testadas, causando mortalidade e imobilidade para os organismos-teste, o que evidencia seu potencial deletério para espécies aquáticas. Esses achados são preocupantes, considerando a presença do BPA em corpos d'água e o risco que esse contaminante representa para a biota aquática.

Os dados obtidos são fundamentais para a compreensão do risco ambiental associado ao BPA e podem contribuir para a regulamentação e o estabelecimento de limites seguros de exposição. No Brasil, ainda existem lacunas e desafios relacionados à regulamentação desse composto, com avanços pontuais em algumas diretrizes. No entanto, o fortalecimento das regulamentações é essencial para a proteção da saúde pública, a promoção da qualidade de vida da população e a conservação do meio ambiente.

Nos ensaios de adsorção, a biomassa de *Inga edulis* mostrou-se eficiente na remoção do BPA, apresentando, por meio de análises eletroquímicas, valores de remoção em torno de 61%. Os ensaios ecotoxicológicos pós-adsorção confirmaram essa eficácia, uma vez que foi observada sobrevivência de 100% para *D. similis* em 24 horas e de 80% em 48 horas, de 100% para *C. silvestrii* tanto em 24 quanto em 48 horas, e de 98% para *C. sancticaroli* em 96 horas. Esses resultados demonstram a redução significativa da toxicidade do BPA após o tratamento.

Dessa forma, os resultados apresentados podem auxiliar no desenvolvimento de estratégias que subsidiem alternativas regulatórias ao uso do BPA, visando a minimização dos impactos negativos desse composto sobre os ecossistemas aquáticos.

A partir dos valores de CE50 obtidos, este trabalho também pode contribuir para a realização de ensaios crônicos, com o objetivo de determinar os valores de CENO e CEO, compreender os efeitos do BPA em longo prazo e construir uma curva de distribuição de sensibilidade das espécies (SSD), possibilitando a estimativa do risco ambiental do BPA em ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABABAIL, M. A.; GILANI, N.; PASIKHANI, J. V. Modification of Rice Husk with Ultrasound-Assisted Inorganic Treatment and Its Application for Catalytic Hydrogen Production. **Bioenergy Research**, v. 17, n. 1, p. 392–402, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12155-023-10643-1>

ABDELNAEIM, M. Y.; EL SHERIF, I. Y.; ATTIA, A. A.; FATHY, N. A.; EL-SHAHAT, M. F. Impact of chemical activation on the adsorption performance of common reed towards Cu(II) and Cd(II). **International Journal of Mineral Processing**, v. 157, p. 80–88, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2016.09.013>

ABRAHAM, A.; CHAKRABORTY, P. A review on sources and health impacts of bisphenol A. **Chemosphere**, v. 201, n. 8, p. 448–458, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.175>

ALTUWAIR, I. Production of Bisphenol A (BPA) By Green Technology. **Engineering Technology Open Access Journal**, v. 1, n. 3, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.19080/etoaj.2018.01.555563>

AMADOU KIARI, M. N.; KONAN, A. T. S.; SANDA MAMANE, O.; OUATTARA, L. Y.; IBRAHIM GREMA, M. H.; SIRAGI DOUNOUNOU BOUKARI, M.; ADAMOU IBRO, A.; MALAM ALMA, M. M.; YAO, K. B. Adsorption kinetics, thermodynamics, modeling and optimization of bisphenol A on activated carbon based on Hyphaene Thebaica shells. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 10, n. August, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100903>

AMMANN, A. A.; MACIKOVA, P.; GROH, K. J.; SCHIRMER, K.; SUTER, M. J. F. LC-MS/MS determination of potential endocrine disruptors of cortico signalling in rivers and wastewaters. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 406, n. 29, p. 7653–7665, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00216-014-8206-9>

ARRUDA, T. B. .; RODRIGUES, F. E. A.; RODRIGUES, F. A. M.; CHAVES, P. O. B.; RICARDO, N. M. P. S. Polysaccharide from Inga edulis Pods: Emulsifying Potential and Evaluation of the Extraction Conditions Using Taguchi Approach. p. 1–9, 2024.

BADERNA, D.; MAGGIONI, S.; BORIANI, E.; GEMMA, S.; MOLTENI, M.; LOMBARDO, A.; COLOMBO, A.; BORDONALI, S.; ROTELLA, G.; LODI, M.; BENFENATI, E. A combined approach to investigate the toxicity of an industrial landfill's leachate: Chemical analyses, risk assessment and in vitro assays. **Environmental Research**, v. 111, n. 4, p. 603–613, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.01.015>

BAI, C.; ZHENG, Y.; TIAN, L.; LIN, J.; SONG, Y.; HUANG, C.; DONG, Q.; CHEN, J. Structure-based developmental toxicity and ASD-phenotypes of bisphenol A analogues in embryonic zebrafish. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 253, n. February, p. 114643, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2023.114643>

BAN, S. E.; LEE, E. J.; LIM, D. J.; KIM, I. S.; LEE, J. W. Evaluation of sulfuric acid-pretreated biomass-derived biochar characteristics and its diazinon adsorption mechanism. **Bioresource Technology**, v. 348, n. February, p. 126828, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.126828>

BARBOSA, M.; MOREIRA, N. F. F.; RIBEIRO, A. R.; PEREIRA, M. F. R.; SILVA, A. M. T. Occurrence and removal of organic micropollutants: An overview of the watch list of EU Decision 2015/495. **Water Research**, 2016 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.047>

BARBOSA, M. O.; MOREIRA, N. F. F.; RIBEIRO, A. R.; PEREIRA, M. F. R.; SILVA, A. M. T. Occurrence and removal of organic micropollutants: An overview of the watch list of EU Decision 2015/495. **Water Research**, v. 94, p. 257–279, 2016 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.047>

BERGMAN, Å. *et al.* The impact of endocrine disruption: A consensus statement on the state of the science. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 4, p. 104–106, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.1205448>

BESERRA, M. R.; SCHIAVINI, J. D. A.; RODRIGUES, W. C.; PEREIRA, C. D. S. S. O Bisfenol A: Sua Utilização e a Atual Polêmica em Relação aos Possíveis Danos à Saúde Humana. **Revista Eletrônica TECCEN**, v. 5, n. 1, p. 37, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.21727/teccen.v5i1.478>

BIEDERMANN, S.; TSCHUDIN, P.; GROB, K. Transfer of bisphenol A from thermal printer paper to the skin. p. 571–576, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00216-010-3936-9>

BIYANA REGASA, M.; NYOKONG, T. Synergistic recognition and electrochemical sensing of 17 β -Estradiol using ordered molecularly imprinted polymer-graphene oxide-silver nanoparticles composite films. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 922, n. May, p. 116713, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2022.116713>

BJÖRNSDOTTER, M. K.; DE BOER, J.; BALLESTEROS-GÓMEZ, A. Bisphenol A and replacements in thermal paper: A review. **Chemosphere**, v. 182, p. 691–706, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.070>

BOLDROCCHI, G.; SPANU, D.; MAZZONI, M.; OMAR, M.; BANESCHI, I.; BOSCHI, C.; ZINZULA, L.; BETTINETTI, R.; MONTICELLI, D. Bioaccumulation and biomagnification in elasmobranchs: A concurrent assessment of trophic transfer of trace elements in 12 species from the Indian Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 172, n. August, p. 112853, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112853>

BOWES, D. A.; HALDEN, R. U. Breast Cancer and Dietary Intake of Endocrine Disruptors: a Review of Recent Literature. **Current Pathobiology Reports**, v. 7, n. 3, p. 41–46, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s40139-019-00199-1>

BROERS, H. P.; KIVITS, T.; SÜLTENFUSS, J.; TEN HARKEL, M.; VAN VLIET, M. Mobility and persistence of pesticides and emerging contaminants in age-dated and redox-classified groundwater under a range of land use types. **Science of the Total Environment**, v. 954, n. April, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176344>

CAJARAVILLE, M. P.; ORIVE, E.; VILLATE, F.; LAZA-MARTÍNEZ, A.; URIARTE, I.; GARMENDIA, L.; ORTIZ-ZARRAGOITIA, M.; SEOANE, S.; IRIARTE, A.; MARIGÓMEZ, I. Health status of the Bilbao estuary: A review of data from a multidisciplinary approach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 179, p. 124–134, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.01.013>

CASERTA, D. *et al.* The influence of endocrine disruptors in a selected population of

infertile women. **Gynecological Endocrinology**, v. 29, n. 5, p. 444–447, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.3109/09513590.2012.758702>

CHAN, W. K.; CHAN, K. M. Disruption of the hypothalamic-pituitary-thyroid axis in zebrafish embryo-larvae following waterborne exposure to BDE-47, TBBPA and BPA. **Aquatic Toxicology**, v. 108, p. 106–111, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.10.013>

CHEN, Q.; YIN, D.; JIA, Y.; SCHIWY, S.; LEGRADI, J.; YANG, S.; HOLLERT, H. Enhanced uptake of BPA in the presence of nanoplastics can lead to neurotoxic effects in adult zebrafish. **Science of the Total Environment**, v. 609, p. 1312–1321, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.144>

CHEN, S.; LI, X.; LI, H.; YUAN, S.; LI, J.; LIU, C. Greater toxic potency of bisphenol AF than bisphenol A in growth, reproduction, and transcription of genes in *Daphnia magna*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 20, p. 25218–25227, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12153-5>

CHEN, Y.; YANG, J.; YAO, B.; ZHI, D.; LUO, L.; ZHOU, Y. Endocrine disrupting chemicals in the environment: Environmental sources, biological effects, remediation techniques, and perspective. **Environmental Pollution**, v. 310, n. August, p. 119918, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119918>

CHENG, F.; WANG, J. Removal of bisphenol a from wastewater by adsorption and membrane separation: Performances and mechanisms. **Chemical Engineering Journal**, v. 484, n. January, p. 149414, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.149414>

CHENG, Y. C.; CHEN, H. W.; CHEN, W. L.; CHEN, C. Y.; WANG, G. S. Occurrence of nonylphenol and bisphenol A in household water pipes made of different materials. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 10, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5556-0>

COBELLIS, L.; COLACURCI, N.; TRABUCCO, E.; CARPENTIERO, C.; GRUMETTO, L. Measurement of bisphenol A and bisphenol B levels in human blood sera from healthy and endometriotic women. **Biomedical Chromatography**, v. 23, n. 11, p. 1186–

1190, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/bmc.1241>

COORS, A.; JONES, P. D.; GIESY, J. P.; RATTE, H. T. Removal of estrogenic activity from municipal waste landfill leachate assessed with a bioassay based on reporter gene expression. **Environmental Science and Technology**, v. 37, n. 15, p. 3430–3434, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es0300158>

CORRÊA, C. A.; BRÜGGER, B. P.; ANJOS, N.; ZANUNCIO, J. C. **Egg characterization and laying pattern of *Oncideres saga* (Coleoptera: Cerambycidae) in *Inga edulis* (Fabaceae).** [S. l.]: Instituto Internacional de Ecologia, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.249528>

CZARNY-KRZYMIŃSKA, K.; KRAWCZYK, B.; SZCZUKOCKI, D. Bisphenol A and its substitutes in the aquatic environment: Occurrence and toxicity assessment. **Chemosphere**, v. 315, n. January, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137763>

CZARNY, K.; KRAWCZYK, B.; SZCZUKOCKI, D. Toxic effects of bisphenol A and its analogues on cyanobacteria *Anabaena variabilis* and *Microcystis aeruginosa*. **Chemosphere**, v. 263, p. 128299, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128299>

DAHMS, H.; WON, E.; KIM, H.; HAN, J.; GI, H.; SOUISSI, S.; RAISUDDIN, S.; LEE, J. Potential of the small cyclopoid copepod *Paracyclops nana* as an invertebrate model for ecotoxicity testing. **Aquatic Toxicology**, v. 180, p. 282–294, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.10.013>

DE AGUIAR FALCÃO, M.; CLEMENT, C. R. **FENOLOGIA E PRODUTIVIDADE DO INGÁ-CIPÓ (*Inga edulis*).** [S. l.: s. n.].

DE ANGELIS, A.; INGALLINA, P.; PEREGO, C. Solid Acid Catalysts for Industrial Condensations of Ketones and Aldehydes with Aromatics. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 43, n. 5, p. 1169–1178, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/ie030429+>

DORIA HERRERA, G. M.; PEÑUELA-MEZA, G.; VALENCIA, G. C.; GOMEZ, I. N.; SOLTAN, J. Determinación Espectrofotométrica Del Perfil Del Bisfenol A En El Proceso De Fotodegradación Con Oxígeno Molecular Singlete. **Ciencia en Desarrollo**, v. 11, n. 2, p. 177–190, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.19053/01217488.v11.n2.2020.11240>

DU, L.; GUO, W.; ZHANG, X.; YUE, J.; LI, D.; LI, J.; BAEYENS, W.; GAO, Y. Fate of bisphenol A and nonylphenol in the lake riparian zone: Distribution, transport, and microbial response. **Journal of Hazardous Materials**, v. 483, n. July 2024, p. 136662, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136662>

EBERT, D. Daphnia as a versatile model system in ecology and evolution. **EvoDevo**, v. 13, n. 1, p. 1–13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s13227-022-00199-0>

EGLER, S. G.; MAGALHÃES, D. de P.; FRANÇA, S. C. A.; COUTO, H. J. B.; BARBOSA, R. Ecotoxicological assessment of bauxite residue (red mud) overflow treated by dissolved air flotation (DAF). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 185, n. June, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109708>

EL-NEMR, M. A.; YILMAZ, M.; RAGAB, S.; EL NEMR, A. Biochar-SO prepared from pea peels by dehydration with sulfuric acid improves the adsorption of Cr⁶⁺ from water. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 14, n. 2, p. 2601–2619, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02378-4>

ESPERANZA, M.; SEOANE, M.; SERVIA, M. J.; CID, Á. Effects of Bisphenol A on the microalga *Chlamydomonas reinhardtii* and the clam *Corbicula fluminea*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 197, n. April, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110609>

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. Scientific opinion on bisphenol A (2015). **European Food Safety Authority**, p. 4, 2015. Disponível em: www.efsa.europa.eu

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY. Reavaliação dos riscos para a saúde pública relacionados com presença de bisfenol A (BPA) em alimentos. **EFSA Journal**, v. 21, n. 4, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2023.6857>

FERNANDA ZAMPIERI LEANDRO. **Bisfenol A: Avaliação de método e ocorrência em água superficial e tratada da cidade de Araraquara.** [S. l.: s. n.]

FERNANDES, J. M. CARACTERIZAÇÃO MORFOLÓGICA E USO MEDICINAL DA ESPÉCIE *Inga edulis* (FABACEAE). v. 9, p. 356–363, 2022.

FROEHNER, S.; MACHADO, K. S.; FALCÃO, F.; MONNICH, C.; BESSA, M. Inputs of domestic and industrial sewage in upper Iguassu, Brazil identified by emerging compounds. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 215, n. 1–4, p. 251–259, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0475-0>

FU, Y.; YU, Y.; QIANG, J.; DENG, Y.; REN, S.; ELSHAREEF, H.; LI, H.; DONG, R.; ZHOU, Y. Experimental study on the regulation of NOX in co-pyrolysis of maize straw and woody biomass. **Fuel**, v. 357, n. PA, p. 129481, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.129481>

GAO, Y.; LI, A.; ZHANG, W.; PANG, S.; LIANG, Y.; SONG, M. Assessing the toxicity of bisphenol A and its six alternatives on zebrafish embryo/larvae. **Aquatic Toxicology**, v. 246, n. August 2021, p. 106154, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106154>

GEWURTZ, S. B. *et al.* Bisphenol A in the Canadian environment: A multimedia analysis. **Science of the Total Environment**, v. 755, p. 142472, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142472>

GHOSH, A.; TRIPATHY, A.; GHOSH, D. Impact of Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) on Reproductive Health of Human. **Proceedings of the Zoological Society**, v. 75, n. 1, p. 16–30, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12595-021-00412-3>

GIL-SOLSONA, R.; CASTAÑO-ORTIZ, J. M.; MUÑOZ-MAS, R.; INSA, S.; FARRÉ, M.; OSPINA-ALVAREZ, N.; SANTOS, L. H. M. L. M.; GARCÍA-PIMENTEL, M.; BARCELÓ, D.; RODRÍGUEZ-MOZAZ, S. A holistic assessment of the sources, prevalence, and distribution of bisphenol A and analogues in water, sediments, biota and plastic litter of the Ebro Delta (Spain). **Environmental Pollution**, v. 314, n. September, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120310>

GINTER-KRAMARCZYK, D.; ZEMBRZUSKA, J.; KRUSZELNICKA, I.; ZAJĄC-WOŹNIALIS, A.; CIŚLAK, M. Influence of Temperature on the Quantity of Bisphenol A in Bottled Drinking Water. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 9, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph19095710>

GLOBAL INDUSTRY ANALYSTS. Global Bisphenol A Industry. **Nowotwory**, p. 273–92, 2024.

GOEURY, K.; VO DUY, S.; MUNOZ, G.; PRÉVOST, M.; SAUVÉ, S. Analysis of Environmental Protection Agency priority endocrine disruptor hormones and bisphenol A in tap, surface and wastewater by online concentration liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1591, p. 87–98, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2019.01.016>

GROSHART, C. P.; OKKERMAN, P. C.; PIJNENBURG, A. M. C. M. Chemical study on Bisphenol A. **Ministerie van Verkeer en Waterstaat**, p. 1–94, 2001.

GUO, W.; WANG, Y.; LI, B.; ZHANG, X.; CHEN, H.; DENG, B.; WANG, Y. Dual-Mode sensing platform for zearalenone determination based on HCR signal amplification and magnetic separation using Spectrophotometry and electrochemistry. **Microchemical Journal**, v. 214, n. October 2024, p. 113917, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2025.113917>

HAWKER, D. W.; CUMMING, J. L.; NEALE, P. A.; BARTKOW, M. E.; ESCHER, B. I. A screening level fate model of organic contaminants from advanced water treatment in a potable water supply reservoir. **Water Research**, v. 45, n. 2, p. 768–780, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.053>

HERNÁNDEZ-ABREU, A. B.; ÁLVAREZ-TORRELLAS, S.; ÁGUEDA, V. I.; LARRIBA, M.; DELGADO, J. A.; CALVO, P. A.; GARCÍA, J. Enhanced removal of the endocrine disruptor compound Bisphenol A by adsorption onto green-carbon materials. Effect of real effluents on the adsorption process. **Journal of Environmental Management**, v. 266, n. December 2019, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110604>

HERNÁNDEZ-FERNÁNDEZ, J.; CANO-CUADRO, H.; PUELLO-POLO, E.

Emission of Bisphenol A and Four New Analogs from Industrial Wastewater Treatment Plants in the Production Processes of Polypropylene and Polyethylene Terephthalate in South America. **Sustainability (Switzerland)**, v. 14, n. 17, p. 15–19, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su141710919>

HUANG, C.; WU, L. H.; LIU, G. Q.; SHI, L.; GUO, Y. Occurrence and Ecological Risk Assessment of Eight Endocrine-Disrupting Chemicals in Urban River Water and Sediments of South China. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, n. 2, p. 224–235, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0527-9>

HUANG, M.; XIONG, J.; XIAO, X.; JIANG, Z.; LIANG, Y.; CAI, Y.; ZENG, Y.; CHEN, Y. BiOIO₃/Bi₁₂SiO₂₀ core-shell S-type heterojunction for efficient photocatalytic removal of bisphenol A: Performance and mechanism study. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 12, n. 5, p. 113455, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113455>

HUANG, Q.; CHEN, Y.; LIN, L.; LIU, Y.; CHI, Y.; LIN, Y.; YE, G.; ZHU, H.; DONG, S. Different effects of bisphenol a and its halogenated derivatives on the reproduction and development of *Oryzias melastigma* under environmentally relevant doses. **Science of the Total Environment**, v. 595, p. 752–758, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.263>

IKE, M.; CHEN, M. Y.; JIN, C. S.; FUJITA, M. Acute toxicity, mutagenicity, and estrogenicity of biodegradation products of bisphenol-A. **Environmental Toxicology**, v. 17, n. 5, p. 457–461, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/tox.10079>

ILANIDIS, D.; WU, G.; STAGGE, S.; MARTÍN, C.; JÖNSSON, L. J. Effects of redox environment on hydrothermal pretreatment of lignocellulosic biomass under acidic conditions. **Bioresource Technology**, v. 319, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124211>

IN, S.; YOON, H. W.; YOO, J. W.; CHO, H.; KIM, R. O.; LEE, Y. M. Acute toxicity of bisphenol A and its structural analogues and transcriptional modulation of the ecdysone-mediated pathway in the brackish water flea *Diaphanosoma celebensis*. **Ecotoxicology and**

Environmental Safety, v. 179, n. April, p. 310–317, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.04.065>

ISLAM, M. T.; SAENZ-ARANA, R.; HERNANDEZ, C.; GUINTO, T.; AHSAN, M. A.; KIM, H.; LIN, Y.; ALVARADO-TENORIO, B.; NOVERON, J. C. Adsorption of methylene blue and tetracycline onto biomass-based material prepared by sulfuric acid reflux. **RSC Advances**, v. 8, n. 57, p. 32545–32557, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c8ra05395b>

JAMIL EMON, F.; ROHANI, M. F.; SUMAIYA, N.; TUJ JANNAT, M. F.; AKTER, Y.; SHAHJAHAN, M.; ABDUL KARI, Z.; TAHILUDDIN, A. B.; GOH, K. W. Bioaccumulation and Bioremediation of Heavy Metals in Fishes—A Review. **Toxics**, v. 11, n. 6, p. 1–28, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/toxics11060510>

JAWAD, A. H.; ABDULHAMEED, A. S.; MASTULI, M. S. Acid-fractionalized biomass material for methylene blue dye removal: a comprehensive adsorption and mechanism study. **Journal of Taibah University for Science**, v. 14, n. 1, p. 305–313, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/16583655.2020.1736767>

JEMEC, A.; TIŠLER, T.; ERJAVEC, B.; PINTAR, A. Antioxidant responses and whole-organism changes in *Daphnia magna* acutely and chronically exposed to endocrine disruptor bisphenol A. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 86, p. 213–218, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.09.016>

JI, M. K.; KABRA, A. N.; CHOI, J.; HWANG, J. H.; KIM, J. R.; ABOU-SHANAB, R. A. I.; OH, Y. K.; JEON, B. H. Biodegradation of bisphenol A by the freshwater microalgae *Chlamydomonas mexicana* and *Chlorella vulgaris*. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 260–269, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.070>

JIA, R.; ZHANG, Y.; LI, S.; WANG, J.; KANG, J.; XU, Q.; YE, H. Magnetic adsorbents for removal of bisphenol A: Design strategies of materials and adsorption mechanisms. **Chemosphere**, v. 368, n. November, p. 143790, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143790>

KANOUN, O.; LAZAREVIĆ-PAŠTI, T.; PAŠTI, I.; NASRAOUI, S.; TALBI, M.;

BRAHEM, A.; ADIRAJU, A.; SHEREMET, E.; RODRIGUEZ, R. D.; ALI, M. Ben; AL-HAMRY, A. A review of nanocomposite-modified electrochemical sensors for water quality monitoring. **Sensors**, v. 21, n. 12, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/s21124131>

KARSAULIYA, K.; BHATERIA, M.; SONKER, A. K.; YAHAVI, C.; GAUTAM, S. S.; KARSAULIYA, S.; SINGH, S. P. Detection of bisphenols in Indian surface water, tap water, and packaged drinking water using dispersive liquid-liquid microextraction: exposure assessment for health risk. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 7, p. 17776–17790, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23293-1>

KATIBI, K. K.; YUNOS, K. F.; MAN, H. C.; ARIS, A. Z.; NOR, M. Z. M.; AZIS, R. S. An insight into a sustainable removal of bisphenol a from aqueous solution by novel palm kernel shell magnetically induced biochar: Synthesis, characterization, kinetic, and thermodynamic studies. **Polymers**, v. 13, n. 21, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/polym13213781>

KAWAHATA, H.; OHTA, H.; INOUE, M.; SUZUKI, A. Endocrine disrupter nonylphenol and bisphenol A contamination in Okinawa and Ishigaki Islands, Japan - Within coral reefs and adjacent river mouths. **Chemosphere**, v. 55, n. 11, p. 1519–1527, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.01.032>

KAY, D. P. *et al.* Differential accumulation of polychlorinated biphenyl congeners in the aquatic food web at the Kalamazoo River superfund site, Michigan. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 16, p. 5964–5974, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es048317c>

KHAN, N. A.; SINGH, S.; LÓPEZ-MALDONADO, E. A.; N., P.; MÉNDEZ-HERRERA, P. F.; LÓPEZ-LÓPEZ, J. R.; BAIG, U.; RAMAMURTHY, P. C.; MUBARAK, N. M.; KARRI, R. R.; ALJUNDI, I. H. Emerging membrane technology and hybrid treatment systems for the removal of micropollutants from wastewater. **Desalination**, v. 565, n. April, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2023.116873>

KOCH, J. D.; GRONKI, J.; HANSON, R. K. Measurements of near-UV absorption spectra of acetone and 3-pentanone at high temperatures. **Journal of Quantitative**

Spectroscopy and Radiative Transfer, v. 109, n. 11, p. 2037–2044, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2008.02.010>

KRISHNAN, R. Y.; MANIKANDAN, S.; SUBBAIYA, R.; BIRUNTHA, M.; BALACHANDAR, R.; KARMEGAM, N. Origin, transport and ecological risk assessment of illicit drugs in the environment – A review. **Chemosphere**, v. 311, n. P2, p. 137091, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137091>

LALWANI, D.; RUAN, Y.; TANIYASU, S.; YAMAZAKI, E.; KUMAR, N. J. I.; LAM, P. K. S.; WANG, X.; YAMASHITA, N. Nationwide distribution and potential risk of bisphenol analogues in Indian waters. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 200, n. November 2019, p. 110718, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110718>

LEE, C. C.; JIANG, L. Y.; KUO, Y. L.; HSIEH, C. Y.; CHEN, C. S.; TIEN, C. J. The potential role of water quality parameters on occurrence of nonylphenol and bisphenol A and identification of their discharge sources in the river ecosystems. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 904–911, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.006>

LEE, S. W.; CHATTERJEE, N.; IM, J. E.; YOON, D.; KIM, S.; CHOI, J. Integrated approach of eco-epigenetics and eco-metabolomics on the stress response of bisphenol-A exposure in the aquatic midge *Chironomus riparius*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 163, n. July, p. 111–116, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.06.084>

LEHMLER, H. J.; LIU, B.; GADOGBE, M.; BAO, W. Exposure to Bisphenol A, Bisphenol F, and Bisphenol S in U.S. Adults and Children: The National Health and Nutrition Examination Survey 2013-2014. **ACS Omega**, v. 3, n. 6, p. 6523–6532, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsomega.8b00824>

LI, D. *et al.* Occupational exposure to bisphenol-A (BPA) and the risk of Self-Reported Male Sexual Dysfunction. **Human Reproduction**, v. 25, n. 2, p. 519–527, 2010 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/humrep/dep381>

LI, D.; CHEN, H.; BI, R.; XIE, H.; ZHOU, Y.; LUO, Y.; XIE, L. Individual and binary

mixture effects of bisphenol A and lignin-derived bisphenol in *Daphnia magna* under chronic exposure. **Chemosphere**, v. 191, p. 779–786, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.022>

LI, D. K. *et al.* Relationship between urine bisphenol-A Level and declining male sexual function. **Journal of Andrology**, v. 31, n. 5, p. 500–506, 2010 b. Disponível em: <https://doi.org/10.2164/jandrol.110.010413>

LI, R.; CHEN, G. Z.; TAM, N. F. Y.; LUAN, T. G.; SHIN, P. K. S.; CHEUNG, S. G.; LIU, Y. Toxicity of bisphenol A and its bioaccumulation and removal by a marine microalga *Stephanodiscus hantzschii*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 2, p. 321–328, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.05.012>

LI, R.; LIU, Y.; CHEN, G.; TAM, N. F. Y.; SHIN, P. K. S.; CHEUNG, S. G.; LUAN, T. Physiological responses of the alga *Cyclotella caspia* to bisphenol A exposure. **Botanica Marina**, v. 51, n. 5, p. 360–369, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1515/BOT.2008.050>

LI, X.; SHEN, X.; JIANG, W.; XI, Y.; LI, S. Comprehensive review of emerging contaminants: Detection technologies, environmental impact, and management strategies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 278, n. May, p. 116420, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116420>

LIMA, L. dos S.; FERNANDES, E. P.; NOVELLI, A.; COSTA, L. P. da; MONTEIRO, M. D. S.; DOS SANTOS, M. V. Q.; FREITAS, J. A.; SUSSUCHI, E. M. Adsorption and ecotoxicology studies with aqueous solution of Cr(VI) ions using adsorbent materials derived from *Inga edulis*. **Chemosphere**, v. 378, n. April, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144378>

LIU, D.; LIU, J.; GUO, M.; XU, H.; ZHANG, S.; SHI, L.; YAO, C. Occurrence, distribution, and risk assessment of alkylphenols, bisphenol A, and tetrabromobisphenol A in surface water, suspended particulate matter, and sediment in Taihu Lake and its tributaries. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1–2, p. 142–150, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.026>

LÓPEZ, S. H.; GÓMEZ, M. J.; HERNANDO, M. D.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R.

Automated dynamic headspace followed by a comprehensive two-dimensional gas chromatography full scan time-of-flight mass spectrometry method for screening of volatile organic compounds (VOCs) in water. **Analytical Methods**, v. 5, n. 5, p. 1165–1177, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1039/c2ay26234g>

LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X. C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 473–474, p. 619–641, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>

MACEDO, J. F. LÍQUIDOS IÔNICOS PRÓTICOS: PROPRIEDADES, ECOTOXICIDADE E APLICAÇÕES NA ELETROQUÍMICA. p. 1–23, 2016.

MACHADO, C. R. de A.; SAGGIORO, E. M.; E SILVA, Y. G. L.; PEREIRA¹, L. P. dos S.; CAMPOS, J. C. Avaliação da adsorção de Fenol e Bisfenol A em carvões ativados comerciais de diferentes matrizes carbonáceas. **Revista Ambiente e Agua**, v. 9, n. 3, p. 445–458, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/1980-993X>

MANKAR, A. R.; PANDEY, A.; MODAK, A.; PANT, K. K. Pretreatment of lignocellulosic biomass: A review on recent advances. **Bioresource Technology**, v. 334, n. March, p. 125235, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125235>

MAO, Y.; LIU, J.; LIN, Q.; ABDULLAH, M. M. S.; WANG, J.; HUANG, H. Efficient removal of Cr(VI) and bisphenol A by a tannic acid-functionalized porous biochar. **Materials Chemistry and Physics**, v. 326, n. May, p. 129770, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2024.129770>

MARTÍNEZ-GUIJARRO, K.; GEVAO, B.; PORCELLI, M.; AL-SALEM, S.; UDDIN, S.; BAHLOUL, M.; TAQI, H.; HAJEYAH, M.; KRISHNAN, D.; RAJAGOPALAN, S.; BOOTA, A. Assessment of bisphenols in children's toy and baby products in the Middle East. **Emerging Contaminants**, v. 10, n. 3, p. 100374, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2024.100374>

MARUMURE, J.; SIMBANEGAVI, T. T.; MAKUVARA, Z.; KARIDZAGUNDI, R.; ALUFASI, R.; GOREDEMA, M.; GUFÉ, C.; CHAUKURA, N.; HALABOWSKI, D.;

GWENZL, W. Emerging organic contaminants in drinking water systems: Human intake, emerging health risks, and future research directions. **Chemosphere**, v. 356, n. November 2023, p. 141699, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141699>

MEENA, V.; SWAMI, D.; CHANDEL, A.; JOSHI, N.; PRASHER, S. O. Selected emerging contaminants in water: Global occurrence, existing treatment technologies, regulations and associated risk. **Journal of Hazardous Materials**, v. 483, n. November 2024, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136541>

MELO, S. M.; BRITO, N. M. Analysis and occurrence of endocrine disruptors in Brazilian water by HPLC-fluorescence detection. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 225, n. 1, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1783-y>

MIAO, M.; YUAN, W.; HE, Y.; ZHOU, Z.; WANG, J.; GAO, E.; LI, G.; LI, D. K. In utero exposure to bisphenol-A and anogenital distance of male offspring. **Birth Defects Research Part A - Clinical and Molecular Teratology**, v. 91, n. 10, p. 867–872, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/bdra.22845>

MIHAICH, E. M.; FRIEDERICH, U.; CASPERS, N.; HALL, A. T.; KLECKA, G. M.; DIMOND, S. S.; STAPLES, C. A.; ORTEGO, L. S.; HENTGES, S. G. Acute and chronic toxicity testing of bisphenol A with aquatic invertebrates and plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, n. 5, p. 1392–1399, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.02.005>

MIKOŁAJEWSKA, K.; STRAGIEROWICZ, J.; GROMADZIŃSKA, J. Bisphenol A – Application, sources of exposure and potential risks in infants, children and pregnant women. **International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health**, v. 28, n. 2, p. 209–241, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.13075/ijomeh.1896.00343>

MOFIJUR, M.; AHMED, S. F.; RAHMAN, S. M. A.; ARAFAT SIDDIKI, S. Y.; ISLAM, A. B. M. S.; SHAHABUDDIN, M.; ONG, H. C.; MAHLIA, T. M. I.; DJAVANROODI, F.; SHOW, P. L. Source, distribution and emerging threat of micro- and nanoplastics to marine organism and human health: Socio-economic impact and management strategies. **Environmental Research**, v. 195, n. February, p. 110857, 2021. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110857>

MOISEENKO, T. I. Aquatic ecotoxicology: Theoretical principles and practical application. **Water Resources**, v. 35, n. 5, p. 530–541, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1134/S0097807808050047>

MONTAGNER, C. C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. D. Emerging contaminants in aquatic matrices from Brazil: Current scenario and analytical, ecotoxicological and legislative aspects. **Química Nova**, v. 40, n. 9, p. 1094–1110, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170091>

MONTALVO, ANDIA, J.; LARREA, A.; SALCEDO, J.; REYES, J.; LOPEZ, L.; YOKOYAMA, L. Synthesis and characterization of chemically activated carbon from *Passiflora ligularis*, *Inga feuillei* and native plants of South America. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 4, p. 103892, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103892>

MONTAÑO-CAMPAZ, M. L.; G-DIAS, L.; TORO-RESTREPO, B. *Chironomus columbiensis* (Diptera: Chironomidae) as test organism for aquatic bioassays: Mass rearing and biological traits. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 94, n. 3, p. 1–13, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-376520220210389>

MORA, A.; CERVANTES-AVIL, P.; DUE, J.; MAHLKNECHT, J. Groundwater contamination pathways of phthalates and bisphenol A : origin , characteristics , transport , and fate – A review. v. 170, n. September, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107550>

MORAIS, A.; ALVES, J. P. C.; LIMA, F. A. S.; LIRA-CANTU, M.; NOGUEIRA, A. F. Enhanced photovoltaic performance of inverted hybrid bulk-heterojunction solar cells using TiO₂ /reduced graphene oxide films as electron transport layers. **Journal of Photonics for Energy**, v. 5, n. 1, p. 057408, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1117/1.jpe.5.057408>

MU, X.; RIDER, C. V.; GAP, S. H.; HOY, H.; LEBLANC, G. A. Covert signal disruption: Anti-ecdysteroidal activity of bisphenol A involves cross talk between signaling pathways. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, n. 1, p. 146–152, 2005.

Disponível em: <https://doi.org/10.1897/04-063R.1>

NAKANISHI, J.; MIYAMOTO, K.; KAWASAKI, H. Bisphenol A risk assessment document. **AIST Risk Assessment Document Series**, n. 4, 2007. Disponível em: <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Bisphenol+A+Risk+Assessment+Document#4>

NIEDRIST, G. H.; FÜREDER, L. Trophic ecology of alpine stream invertebrates: Current status and future research needs. **Freshwater Science**, v. 36, n. 3, p. 466–478, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1086/692831>

Nº, L. E. I.; DE, D. E. D. E. J. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. 1997.

OFICIAL, J. 2024/3190. v. 13, p. 1–15, 2024.

PARK, S. Y.; CHOI, J. Genotoxic effects of nonylphenol and bisphenol a exposure in aquatic biomonitoring species: Freshwater crustacean, daphnia magna, and aquatic midge, chironomus riparius. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 83, n. 4, p. 463–468, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00128-009-9745-1>

PHOLOSÍ, A.; NAIDOO, E. B.; OFOMAJA, A. E. Intraparticle diffusion of Cr(VI) through biomass and magnetite coated biomass: A comparative kinetic and diffusion study. **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 32, n. January, p. 39–55, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2020.01.005>

PLATKIEWICZ, J.; FRANKOWSKI, R.; GRZEŚKOWIAK, T.; STANISZ, E.; ZGOŁA-GRZEŚKOWIAK, A. Photochemical degradation of bisphenols and fluconazole by UV-activated persulfate – Benefits for cost-efficient removal in wastewater treatment plants. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 6, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111601>

POMPEU, D. R.; HERVÉ ROGEZ, ; MONTEIRO, K. M.; SIRLENE, ; TINTI, V.; CARVALHO, J. E. Capacidade antioxidante e triagem farmacológica de extratos brutos de folhas de *Byrsonima crassifolia* e de *Inga edulis*. [S. l.: s. n.].

PONNUCHAMY, M.; KAPOOR, A.; JACOB, M. M.; AWASTHI, A.; MUKHOPADHYAY, M.; NANDAGOBU, S.; RAGHAV, A.; ARVIND, D.; CHAKRABORTY, P.; PRABHAKAR, S. Adsorptive removal of endocrine disruptor bisphenol A from aqueous environment using sugarcane bagasse derived biochar. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, n. xxxx, p. 105216, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2023.105216>

PRICILLA, R. B.; MARUTHAPANDI, M.; DURAIRAJ, A.; KURITKA, I.; LUONG, J. H. T.; GEDANKEN, A. Biomass-derived Carbon dots and their coated surface as a potential antimicrobial agent. **Biomass Conversion and Biorefinery**, v. 14, n. 15, p. 17705–17716, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13399-023-03968-6>

PUTHUMANA, J. Establishment of a cell culture from *Daphnia magna* as an in vitro model for (eco)toxicology assays: Case study using Bisphenol A as a representative cytotoxic and endocrine disrupting chemical. **Aquatic Toxicology**, p. 107173, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2024.107173>

RAHMAWATI, F.; RIDASSEPRI, A. F.; CHAIRUNNISA; WIJAYANTA, A. T.; NAKABAYASHI, K.; MIYAWAKI, J.; MIYAZAKI, T. Carbon from bagasse activated with water vapor and its adsorption performance for methylene blue. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 11, n. 2, p. 1–16, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/app11020678>

RAMOS, R. L.; LEBRON, Y. A. R.; MOREIRA, V. R.; DE SOUZA SANTOS, L. V.; AMARAL, M. C. S. Phenolic compounds in surface water: methodology and occurrence in Doce River, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 10, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09420-4>

RATHI, B. S.; KUMAR, P. S.; SHOW, P. L. A review on effective removal of emerging contaminants from aquatic systems: Current trends and scope for further research. **Journal of Hazardous Materials**, v. 409, n. September 2020, p. 124413, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124413>

RATHOD, P. V.; CHAVAN, P. V.; KIM, H. Developing a sustainable hybrid adsorbent: Utilizing waste tissue paper with a poly[DMAEMA-c-DVB] copolymer network for

effective cationic and anionic dye removal. **Journal of Water Process Engineering**, v. 69, n. October 2024, p. 106660, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106660>

RAYMUNDO-PEREIRA, P. A.; CAMPOS, A. M.; MENDONÇA, C. D.; CALEGARO, M. L.; MACHADO, S. A. S.; OLIVEIRA, O. N. Printex 6L Carbon Nanoballs used in Electrochemical Sensors for Simultaneous Detection of Emerging Pollutants Hydroquinone and Paracetamol. **Sensors and Actuators, B: Chemical**, v. 252, p. 165–174, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.snb.2017.05.121>

RAZAK, M. R.; WEE, S. Y.; YUSOFF, F. M.; YUSOF, Z. N. B.; ARIS, A. Z. Zooplankton-based adverse outcome pathways: A tool for assessing endocrine disrupting compounds in aquatic environments. **Environmental Research**, v. 252, n. P3, p. 119045, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119045>

RIOS-MIGUEL, A. B.; VAN BERGEN, T. J. H. M.; ZILLIEN, C.; RAGAS, A. M. J.; VAN ZELM, R.; JETTEN, M. S. M.; HENDRIKS, A. J.; WELTE, C. U. Predicting and improving the microbial removal of organic micropollutants during wastewater treatment: A review. **Chemosphere**, v. 333, n. February, p. 138908, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138908>

RODRIGUES, R. D. S.; BARBOSA, A. N.; RAQUEL, S.; SANTIAGO, S. S.; JANIA, L.; BENTES, S. Potential biodiversity and antifungal activities of Amazonian actinomycetes isolated from rhizosphere of *Inga edulis* plants. p. 1–23, [s. d.].

RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; LOPEZ DE ALDA, M. J.; BARCELÓ, D. Advantages and limitations of on-line solid phase extraction coupled to liquid chromatography-mass spectrometry technologies versus biosensors for monitoring of emerging contaminants in water. **Journal of Chromatography A**, v. 1152, n. 1–2, p. 97–115, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2007.01.046>

RODRIGUEZ-NARVAEZ, O. M.; PERALTA-HERNANDEZ, J. M.; GOONETILLEKE, A.; BANDALA, E. R. Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 323, p. 361–380, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106>

SANTOS, J. da S.; PONTES, M. da S.; DE SOUZA, M. B.; FERNANDES, S. Y.; AZEVEDO, R. A.; DE ARRUDA, G. J.; SANTIAGO, E. F. Toxicity of bisphenol A (BPA) and its analogues BPF and BPS on the free-floating macrophyte *Salvinia biloba*. **Chemosphere**, v. 343, n. September, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140235>

SATYAM, S.; PATRA, S. Innovations and challenges in adsorption-based wastewater remediation: A comprehensive review. **Heliyon**, v. 10, n. 9, p. e29573, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e29573>

SCOPEL, C. F. V.; SOUSA, C.; MACHADO, M. R. F.; DOS SANTOS, W. G. Bpa toxicity during development of zebrafish embryo. **Brazilian Journal of Biology**, v. 81, n. 2, p. 437–447, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.230562>

SELVARAJ, K. K.; SHANMUGAM, G.; SAMPATH, S.; JOAKIM LARSSON, D. G.; RAMASWAMY, B. R. GC-MS determination of bisphenol A and alkylphenol ethoxylates in river water from India and their ecotoxicological risk assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 99, p. 13–20, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.09.006>

SHAHID, M. K.; KASHIF, A.; FUWAD, A.; CHOI, Y. Current advances in treatment technologies for removal of emerging contaminants from water – A critical review. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 442, p. 213993, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2021.213993>

SHEHAB, Z. N.; JAMIL, N. R.; ARIS, A. Z. Occurrence, environmental implications and risk assessment of Bisphenol A in association with colloidal particles in an urban tropical river in Malaysia. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–16, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77454-8>

SILVA-BRIANO, M.; ADABACHE-ORTIZ, A.; GUERRERO-JIMÉNEZ, G.; RICO-MARTÍNEZ, R.; ZAVALA-PADILLA, G. Ultrastructural and Morphological Description of the Three Major Groups of Freshwater Zooplankton (Rotifera, Cladocera, and Copepoda) from the State of Aguascalientes, Mexico. **The Transmission Electron**

Microscope - Theory and Applications, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.5772/60659>

SILVA, E. M.; POMPEU, D. R.; LARONDELLE, Y.; ROGEZ, H. Optimisation of the adsorption of polyphenols from *Inga edulis* leaves on macroporous resins using an experimental design methodology. **Separation and Purification Technology**, v. 53, n. 3, p. 274–280, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.07.012>

SIM, W.; MUAMBO, K. E.; CHOI, J.; PARK, S.; OH, J. E. Occurrence, distribution, and prioritization of unregulated emerging contaminants including battery-related chemicals in drinking water systems across South Korea. **Science of the Total Environment**, v. 967, n. February, p. 178799, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178799>

SIREGAR, R. Y. M.; SEMBIRING, T.; RIANNA, M.; SIANTURI, H. A.; PASARIBU, E. A.; SIBURIAN, R. A. F. Manufacture of Bagasse Activated Carbon Using H₂SO₄ Activator. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 2733, n. 1, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1742-6596/2733/1/012023>

SMORODINSKAYA, S. *et al.* The Effects of Acute Bisphenol A Toxicity on the Hematological Parameters, Hematopoiesis, and Kidney Histology of Zebrafish (*Danio rerio*). **Animals**, v. 13, n. 23, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/ani13233685>

SPADOTO, M.; SUEITT, A. P. E.; GALINARO, C. A.; PINTO, T. da S.; POMPEI, C. M. E.; BOTTA, C. M. R.; VIEIRA, E. M. Ecotoxicological effects of bisphenol A and nonylphenol on the freshwater cladocerans *Ceriodaphnia silvestrii* and *Daphnia similis*. **Drug and Chemical Toxicology**, v. 41, n. 4, p. 449–458, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01480545.2017.1381109>

SUGIURA-OGASAWARA, M.; OZAKI, Y.; SONTA, S. I.; MAKINO, T.; SUZUMORI, K. Exposure to bisphenol A is associated with recurrent miscarriage. **Human Reproduction**, v. 20, n. 8, p. 2325–2329, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/humrep/deh888>

SUN, Y.; LI, S.; SUN, R.; YANG, S.; LIU, X. Modified Dubinin-Astakhov Model for the Accurate Estimation of Supercritical Methane Sorption on Shales. **ACS Omega**, v. 5, n. 26, p. 16189–16199, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c01675>

TARANTINO, G.; VALENTINO, R.; SOMMA, C. Di; D'ESPOSITO, V.; PASSARETTI, F.; PIZZA, G.; BRANCATO, V.; ORIO, F.; FORMISANO, P.; COLAO, A.; SAVASTANO, S. Bisphenol A in polycystic ovary syndrome and its association with liver-spleen axis. **Clinical Endocrinology**, v. 78, n. 3, p. 447–453, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2265.2012.04500.x>

THAYER, K. A. *et al.* Bisphenol A, Bisphenol S, and 4-Hydro xyphenyl 4-Isopropoxyphenyl sulfone (BPSIP) in Urine and Blood of Cashiers. v. 124, n. 4, p. 437–444, 2016.

TIŠLER, T.; KREL, A.; GERŽELJ, U.; ERJAVEC, B.; DOLENC, M. S.; PINTAR, A. Hazard identification and risk characterization of bisphenols A, F and AF to aquatic organisms. **Environmental Pollution**, v. 212, p. 472–479, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.045>

TRELA-KOBĘDZA, E.; AJDUK, A. The impact of bisphenol A and its analogs on female reproductive health. **Reproductive Biology**, v. 25, n. 3, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.repbio.2025.101028>

TYAGI, U.; ANAND, N. Sustainable and low-cost biomass derived adsorbents for the removal of toxic contaminants from wastewater: Approaches and future perspective. **Waste Management Bulletin**, v. 2, n. 2, p. 308–325, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.05.010>

VANDENBERG, L. N.; MAFFINI, M. V.; SONNENSCHN, C.; RUBIN, B. S.; SOTO, A. M. Bisphenol-a and the great divide: A review of controversies in the field of endocrine disruption. **Endocrine Reviews**, v. 30, n. 1, p. 75–95, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1210/er.2008-0021>

VANNIARAJ, S. K.; BERA, S.; PAUL, S.; KUNDU, S.; JAYASWAL, R.; DUTTA, S.; DAS, B. K. Removal of environment relevant bisphenol A concentration from the contaminated waters using freshwater pond grown microalgae biofilm. **Science of the Total Environment**, v. 1003, n. September, p. 180670, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180670>

VELEVSKA, N.; DECONINCK, E.; REBIERE, H.; NAKOV, N.; BREZOVSKA, K.;

ATANASOVA, A.; ANTOVSKA, P.; LAZOVA, J.; ACEVSKA, J. Simultaneous quantification of Ibuprofen and Paracetamol in combined tablet formulations by UV–VIS spectrophotometry and chemometric modelling. **Next Research**, v. 2, n. 3, p. 100559, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.nexres.2025.100559>

WAN, M. L. Y.; CO, V. A.; EL-NEZAMI, H. Endocrine disrupting chemicals and breast cancer: a systematic review of epidemiological studies. **Critical Reviews in Food Science and Nutrition**, v. 62, n. 24, p. 6549–6576, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10408398.2021.1903382>

WANG, F.; HUA, J.; CHEN, M.; XIA, Y.; ZHANG, Q.; ZHAO, R.; ZHOU, W.; ZHANG, Z.; WANG, B. High urinary bisphenol A concentrations in workers and possible laboratory abnormalities. **Occupational and Environmental Medicine**, v. 69, n. 9, p. 679–684, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1136/oemed-2011-100529>

WANG, Q.; CHEN, M.; SHAN, G.; CHEN, P.; CUI, S.; YI, S.; ZHU, L. Bioaccumulation and biomagnification of emerging bisphenol analogues in aquatic organisms from Taihu Lake, China. **Science of the Total Environment**, v. 598, p. 814–820, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.167>

WATTS, M. M.; PASCOE, D.; CARROLL, K. Exposure to 17 α -ethinylestradiol and bisphenol A - Effects on larval moulting and mouthpart structure of *Chironomus riparius*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 54, n. 2, p. 207–215, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00029-5](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00029-5)

WILKINSON, J. L. *et al.* Pharmaceutical pollution of the world's rivers. Supplementary Material, S04. **Pnas**, v. 119, n. 8, p. e2113947119, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.2113947119/-/DCSupplemental.Published>

XIANG, R.; SHI, J.; YU, Y.; ZHANG, H.; DONG, C.; YANG, Y.; WU, Z. The Effect of Bisphenol A on Growth, Morphology, Lipid Peroxidation, Antioxidant Enzyme Activity, and PS II in *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Scenedesmus quadricauda*. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 74, n. 4, p. 515–526, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0454-1>

YAMAMOTO, T.; YASUHARA, A.; SHIRAISHI, H.; NAKASUGI, O. Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. **Chemosphere**, v. 42, n. 4, p. 415–418, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00079-5](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00079-5)

YAMAZAKI, E.; YAMASHITA, N.; TANIYASU, S.; LAM, J.; LAM, P. K. S.; MOON, H. B.; JEONG, Y.; KANNAN, P.; ACHYUTHAN, H.; MUNUSWAMY, N.; KANNAN, K. Bisphenol A and other bisphenol analogues including BPS and BPF in surface water samples from Japan, China, Korea and India. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 122, p. 565–572, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.029>

YAN, Z.; LIU, Y.; YAN, K.; WU, S.; HAN, Z.; GUO, R.; CHEN, M.; YANG, Q.; ZHANG, S.; CHEN, J. Bisphenol analogues in surface water and sediment from the shallow Chinese freshwater lakes: Occurrence, distribution, source apportionment, and ecological and human health risk. **Chemosphere**, v. 184, p. 318–328, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.010>

YANG, M.; RYU, J. H.; JEON, R.; KANG, D.; YOO, K. Y. Effects of bisphenol A on breast cancer and its risk factors. **Archives of Toxicology**, v. 83, n. 3, p. 281–285, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00204-008-0364-0>

ZAHMATKESH, S.; NI, B. J.; KLEMEŠ, J. J.; BOKHARI, A.; HAJIAGHAEI-KESHTLI, M. Carbon quantum dots-Ag nanoparticle membrane for preventing emerging contaminants in oil produced water. **Journal of Water Process Engineering**, v. 50, n. October, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103309>

ZHANG, A.; LI, X.; XING, J.; XU, G. Adsorption of potentially toxic elements in water by modified biochar: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 4, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104196>

ZHANG, J.; ZHANG, J.; MA, T.; SHEN, H.; HONG, G. Differences in the response of *Chlorella pyrenoidosa* to three antidepressants and their mixtures in different light–dark start cycles. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, n. 9, p. 13501–13511, 2024 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32073-y>

ZHANG, J.; ZHANG, J.; ZENG, J.; GUI, Y.; XIE, F.; DAI, B.; ZHAO, Y. Algal

toxicity and food chain transport characteristics of three common bisphenols and their mixtures. **Science of the Total Environment**, v. 937, n. January, p. 173481, 2024 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173481>

ZHANG, J.; ZHANG, Y.; XIA, X.; MA, C.; ZHANG, Q.; LI, Y.; ZHANG, Q.; WEN, W.; YANG, Z. Promoting effects of lipophilic pollutants on the reproductive toxicity of proteinophilic pollutants to *Daphnia magna* under chronic exposure. **Environmental Pollution**, v. 372, n. March, p. 126013, 2025. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126013>

ZHANG, M.; TIAN, R.; TANG, S.; WU, K.; WANG, B.; LIU, Y.; ZHU, Y.; LU, H.; LIANG, B. The structure and properties of lignin isolated from various lignocellulosic biomass by different treatment processes. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 243, n. May, p. 125219, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2023.125219>

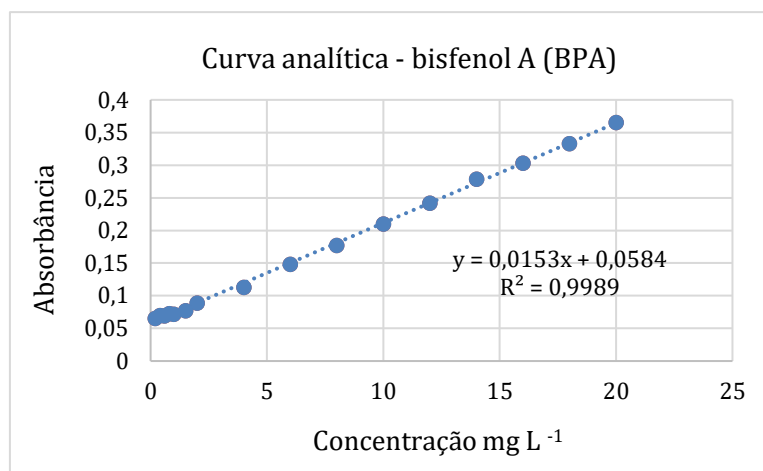
ZHAO, Y.; LIU, F.; YANG, M.; QI, K.; ZADA, A.; PAN, J. Removal of bisphenol A (BPA) from aqueous solution by potassium carbonate modified wetland plant biochars. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 703, n. P1, p. 135184, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2024.135184>

ZHOU, C.; ZOU, H.; SUN, C.; LI, Y. Recent advances in biosensors for antibiotic detection: Selectivity and signal amplification with nanomaterials. **Food Chemistry**, v. 361, n. May, p. 130109, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2021.130109>

ZHOU, Q.; LU, N.; GU, L.; SUN, Y.; ZHANG, L.; HUANG, Y.; CHEN, Y.; YANG, Z. *Daphnia* enhances relative reproductive allocation in response to toxic microcystis: Changes in the performance of parthenogenetic and sexual reproduction. **Environmental Pollution**, v. 259, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113890>

ZHU, L.; GUAN, Y.; LI, X.; XIONG, X.; LIU, J.; WANG, Z. BPA disrupts the SC barrier integrity by activating the cytokines/JNK signaling pathway in rare minnow *Gobiocypris rarus*. **Aquatic Toxicology**, v. 245, n. February, p. 106124, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2022.106124>

APÊNDICE I - CURVA ANALÍTICA DE CALIBRAÇÃO DO BPA NO UV-VIS



APÊNDICE II - CURVA ANALÍTICA DE CALIBRAÇÃO DO BPA NO MÉTODO ELETROQUÍMICO

