



**33º CONGRESSO DA ABES**  
Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental



**FITABES 2025**  
Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental

## 1035 – REMOÇÃO DE BISFENOLA A E BISFENOL S EM MATRIZ DE ÁGUA ULTRAFILTRADA UTILIZANDO CARVÃO ATIVADO BETUMINOSO COMERCIALIZADO NO BRASIL

**Carolina Carvalhedo Ferreira Salerno<sup>(1)</sup>**

Engenheira Ambiental (UnB) com estágio na Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e na Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB). Experiência em análise de dados hidrológicos e de qualidade da água.

**Yovanka Pérez Ginoris<sup>(1)</sup>**

Engenheira Química (CUJAE), mestre em Biotecnologia Industrial (USP) e doutora em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos (UFRJ). Professora Associada do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília e ministra aulas para os cursos de Engenharia Civil e Ambiental.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Campus Universitário Darcy Ribeiro Universidade de Brasília – UnB - Brasília – Distrito Federal - 70.910- 900 - Brasil - Tel: +55 (61) 98560-3445 - e-mail: [carolinacsalerno@gmail.com](mailto:carolinacsalerno@gmail.com)

### RESUMO

O bisfenol A (BPA) e o bisfenol S (BPS) são contaminantes emergentes análogos que são ubíquos no meio ambiente e apresentam efeitos nocivos à saúde humana. Tecnologias de tratamento de água como os processos em membranas de baixa pressão (microfiltração e ultrafiltração) não removem esses compostos, sendo necessário utilizar tecnologias avançadas de tratamento de água, como a adsorção em carvão ativado, que complementem o tratamento. Esse estudo avaliou a remoção de BPA e de BPS por adsorção em carvão ativado betuminoso comercializado no Brasil em água do lago Paranoá tratada por ultrafiltração, com ênfase na cinética e na capacidade do carvão de remover essas substâncias na condição de equilíbrio. O modelo cinético que melhor se ajustou aos dados experimentais foi o de pseudo-primeira ordem, com valores de constante da taxa de adsorção ( $k_1$ ) de 0,1224 e 0,1870 min<sup>-1</sup> para o BPA e o BPS, respectivamente. Obteve-se eficiência de remoção superior a 90% de ambos os bisfenóis com remoção de bisfenol A um pouco maior que a de bisfenol S. O modelo de Langmuir apresentou o melhor ajuste aos dados de adsorção no equilíbrio para ambos os bisfenóis e a capacidade adsorptiva para o bisfenol A foi maior que para o bisfenol S. Esse estudo mostrou que a adsorção com o carvão ativado betuminoso apresenta potencial para ser empregada como tratamento complementar ao tratamento de água do lago Paranoá por ultrafiltração para remover BPA e BPS.

**PALAVRAS-CHAVE:** adsorção, carvão ativado, bisfenol A, bisfenol S, água ultrafiltrada

### INTRODUÇÃO

Contaminantes emergentes (CEs) são substâncias químicas sintéticas ou naturais ou, ainda, microrganismos patogênicos, cujo monitoramento no ambiente não é recorrente, mas que apresentam potencial para alcançar o meio ambiente e causar efeitos adversos à saúde humana ou aos ecossistemas. Grande parte dos contaminantes emergentes não são poluentes novos, mas sim aqueles já conhecidos cujos efeitos tóxicos têm sido recentemente estudados. Por essa razão, esses contaminantes recebem a denominação de contaminantes de preocupação emergente. Em alguns casos, o contaminante vem sendo lançado no ambiente há muito tempo, mas só foi identificado após melhorias e avanços nos métodos de detecção (SMITAL, 2008; ROSENFELD, 2011).

Os CEs de maior relevância toxicológica e que são frequentemente encontrados em efluentes municipais e industriais são compostos químicos industriais, produtos de cuidado pessoal, fármacos, patógenos, sub-produtos de desinfecção e surfactantes. Dentre esses compostos, tem-se plastificantes como o bisfenol A (BPA) (SMITAL, 2008; PETROVIC *et al.*, 2008).

Os bisfenóis são uma classe de compostos químicos sintéticos que apresentam dois grupos de hidroxila fenólica e são amplamente utilizados na indústria, com aplicação na fabricação de resina *epoxy* e policarbonato, além de embalagens de bebidas e alimentos, esmaltes de unha e mamadeiras. Dentre eles, o mais utilizado é o bisfenol A (ZHANG *et al.*, 2020).



## 33º CONGRESSO DA ABES

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

### FITABES 2025

Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental



Como policarbonato, o BPA é encontrado em plásticos que entram em contato com alimentos, como garrafas de bebidas reutilizáveis, potes de armazenamento, canecas e pratos. Como resina *epoxy*, é utilizado como revestimento protetor de latas de alimentos e bebidas. O bisfenol A também é encontrado em materiais de construção, em equipamentos de proteção e em diversos produtos de consumo, como brinquedos, canetas esferográficas, lentes de óculos, papéis térmicos (utilizados em recibos, bilhetes de transporte e etiquetas de malas de viagem), CDs e DVDs, adesivos, papéis revestidos e retardantes de chamas (STAPLES *et al.*, 1998; NATARAJ e AMINABHAVI, 2010).

Diversos estudos apontam que o BPA é um disruptor endócrino e tem impactos negativos tanto para a saúde humana quanto para o meio ambiente, o que levou a sua restrição em diversos países, como Canadá, Brasil e Estados Unidos. Dessa forma, o BPA tem sido substituído por compostos análogos, como o bisfenol S (BPS) porém, já há evidências do efeito negativo do BPS no sistema endócrino, assim como o BPA (ZHANG *et al.*, 2020).

O BPS é mais estável que o BPA, apresentando maior resistência térmica, à luz solar e à acidez, sendo aplicado na fabricação de resina *epoxy*, policarbonato e polietersulfona (PES), material utilizado na produção de fibras sintéticas para roupas e tecidos (ANDREWS *et al.*, 2023; WU *et al.*, 2018; HEALTH CANADA, 2024).

Em substituição ao BPA, o BPS é encontrado em papel térmico e no revestimento de latas de alimentos e bebidas. Também é utilizado na produção de resina *epoxy* e tem sido aplicado em mamadeiras e vasilhas (DHAC, 2022).

Os polímeros que contém BPS são utilizados como corante, na produção e acabamento de produtos têxteis e na produção de couro e em seu curtimento. O bisfenol S também é empregado na produção de termoplásticos e de plásticos de policloreto de vinila (PVC). Este bisfenol também é usado como retardante de chamas e tem aplicação em componentes elétricos, peças automotivas e equipamentos médicos (DHAC, 2022; NICNAS, 2015).

O bisfenol A e o bisfenol S são considerados ubíquos no ambiente e já foram detectados em diversas matrizes aquosas, como água superficial e subterrânea, água tratada e efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) de diferentes países (YAMAZAKI *et al.*, 2015; XUE e KANNAN, 2019; ZHANG *et al.*, 2019; GROBIN, ROŠKAR e TRONTELJ, 2024). Esses compostos também foram detectados em sedimento de corpos hídricos, poeira doméstica e no solo (LIAO *et al.*, 2012; LIAO *et al.*, 2024).

A contaminação do ambiente ocorre principalmente pela contaminação do ar, água e solo. Os bisfenóis alcançam a atmosfera pela incineração de materiais que contêm esses compostos, sendo a principal fonte do BPA no ar a queima de rejeito doméstico e de lixo eletrônico. Outras fontes de contaminação atmosférica são transporte de material reciclado/reciclável, emissões fugitivas de fábricas de bisfenol, aterros e estações de tratamento de esgoto (VASILJEVIC e HARNER, 2021). Em indústrias, temperaturas mais elevadas na fabricação aumentam a quantidade de emissão de bisfenol no ar (ZABOROWSKA *et al.*, 2023).

Na água, as principais fontes de bisfenóis são efluentes industriais, efluentes tratados de ETEs, lixiviado de aterros e o descarte inadequado de produtos que contêm bisfenóis (CORRALES *et al.*, 2015; ZABOROWSKA *et al.*, 2023).

Já o solo pode ser contaminado pelo uso de lodo de ETE como fertilizante, irrigação com efluente de ETE, pelo lixiviado de aterro e pelo descarte e reciclagem de lixo eletrônico (CORRALES *et al.*, 2015).

A contaminação humana se dá principalmente pela ingestão de alimentos e bebidas contaminados pela migração dos bisfenóis da embalagem, contaminando o produto. Outras rotas de contaminação humana são ingestão de poeira contaminada, contato com papel contaminado e outros produtos que contenham bisfenol (GEENS *et al.*, 2012). Estudos de Kataria *et al.* (2017) e Hao *et al.* (2021) mostraram efeitos negativos no sistema endócrino e neurológico associados à presença de BPA e de BPS em tecidos humanos.

O bisfenol S, cuja fórmula é  $C_{12}H_{10}O_4S$ , se diferencia do bisfenol A ( $C_{15}H_{16}O_2$ ) por apresentar uma ponte do grupo sulfona ( $SO_2$ ) enquanto o BPA apresenta uma ponte de carbono quaternário com dois grupos metila (DHAC, 2022), conforme pode ser visualizado na Figura 1. A presença desse grupo sulfona no BPS faz com que sua biodegradação e remoção do meio ambiente seja ainda mais difícil quando comparado com o BPA (FRANKOWSKI *et al.*, 2021).


**Figura 1: Estrutura química do BPA (à esquerda) e do BPS (à direita).**

Fonte: National Center for Biotechnology Information, 2025.

A Tabela 1 apresenta algumas propriedades químicas do bisfenol A e do bisfenol S. A maior estabilidade térmica do BPS, em comparação com o BPA, pode ser constatada a partir dos maiores valores de ponto de fusão e de ebulição. A solubilidade em água dos compostos não pode ser comparada diretamente porque foram determinadas em diferentes temperaturas, não tendo sido encontrados estudos de ambos os compostos sob mesma temperatura. Os resultados desse parâmetro indicam baixa solubilidade em água, porém, Haynes *et al.* (2016), consideram que o BPA e o BPS são insolúveis em água. Ainda de acordo com Haynes *et al.* (2016), o bisfenol A apresenta alta solubilidade em etanol e o BPS é considerado solúvel em etanol.

**Tabela 1: Propriedades químicas do BPA e do BPS.**

Fonte: National Center for Biotechnology Information, 2025; DHAC, 2022.

Composto	Fórmula molecular	Peso molecular (g/mol)	Ponto de fusão (°C)	Ponto de ebulição (°C)	Log K <sub>ow</sub> (adimensional)	Solubilidade em água (mg/L)
BPA	C <sub>15</sub> H <sub>16</sub> O <sub>2</sub>	228,29	160	220	3,32	300 a 25 °C
BPS	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub> O <sub>4</sub> S	250,27	240,5	315	1,65	715 a 20 °C

O coeficiente de partição octanol-água, dado por Log K<sub>ow</sub>, varia de -3 a 10 e é utilizado para indicar a hidrofilicidade de uma substância. Valores mais próximos a -3 indicam hidrofilicidade e, mais próximos a 10, indicam hidrofobicidade (CUMMING e RÜCKER, 2017). Dessa forma, ambos os bisfenóis em estudo apresentam caráter hidrofóbico e o BPA apresenta mais hidrofobicidade que o BPS.

O lago Paranoá, localizado em Brasília, no Distrito Federal (DF), é um importante manancial que abastece a região norte de Brasília. Além disso, é um reservatório de usos múltiplos, como recreação de contato primário, diluição de efluentes e pesca. O bisfenol A já foi detectado no lago Paranoá numa concentração média 132,18 ng/L (COSTA *et al.*, 2016).

Entre 2015 e 2017, houve uma crise hídrica no DF e o sistema de abastecimento de água estava sobrecarregado. Para contornar essa situação, foi implantada a Estação de Tratamento de Água (ETA) Lago Norte. A ETA capta água do lago Paranoá, no Braço D, e seu tratamento consiste em pré-tratamento, ultrafiltração, adição de hipoclorito e fluoretação.

A filtração por membranas de baixa pressão, como é o caso da ultrafiltração, é uma tecnologia avançada de tratamento de água e é eficiente na remoção de particulados e coloides e até mesmo vírus e bactérias, mas não tem por finalidade remover compostos dissolvidos (HOWE *et al.*, 2016), portanto, não é eficiente na remoção de bisfenóis, sendo necessário complementar o tratamento com outras tecnologias avançadas para garantir a remoção dessas substâncias. O estudo de Sodré e Sampaio (2020) deixou claro essa necessidade, pois os autores detectaram bisfenol A na água tratada da ETA Lago Norte em concentrações de 6,2 ng/L na estação seca e de 5,4 ng/L na estação chuvosa.

O emprego de adsorção em carvão ativado (CA) é uma tecnologia avançada capaz de remover microcontaminantes emergentes e estudos como os de Oliveira (2024) já mostraram a eficiência dessa tecnologia na remoção de BPA e de BPS.

O estudo de Oliveira (2024) teve por objetivo avaliar a remoção de bisfenol A e bisfenol S de matriz de água ultrapura



## 33º CONGRESSO DA ABES

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental



## FITABES 2025

Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental

empregando adsorção em carvões ativados comercializados no Brasil com o intuito de implementar a tecnologia na ETA Lago Norte para complementar o tratamento da água do lago Paranoá. Apesar dos bons resultados obtidos por Oliveira, com remoções superiores a 90%, faz-se necessário avaliar essa tecnologia em matriz de água ultrafiltrada que contém matéria orgânica, que é o caso da água tratada na ETA Lago Norte.

### OBJETIVOS

Avaliar o potencial de remoção de bisfenol A e bisfenol S no tratamento de água ultrafiltrada proveniente da Estação de Tratamento de Água (ETA) Lago Norte por adsorção em carvão ativado betuminoso comercializado no Brasil, com ênfase na cinética e na capacidade adsorptiva de BPA e de BPS do carvão utilizado.

### METODOLOGIA

As etapas experimentais deste trabalho foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), localizado no Prédio de Serviços Gerais-12 (SG-12) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília (UnB), no Campus Darcy Ribeiro. A Figura 2 apresenta o fluxograma resumido das etapas metodológicas desenvolvidas.

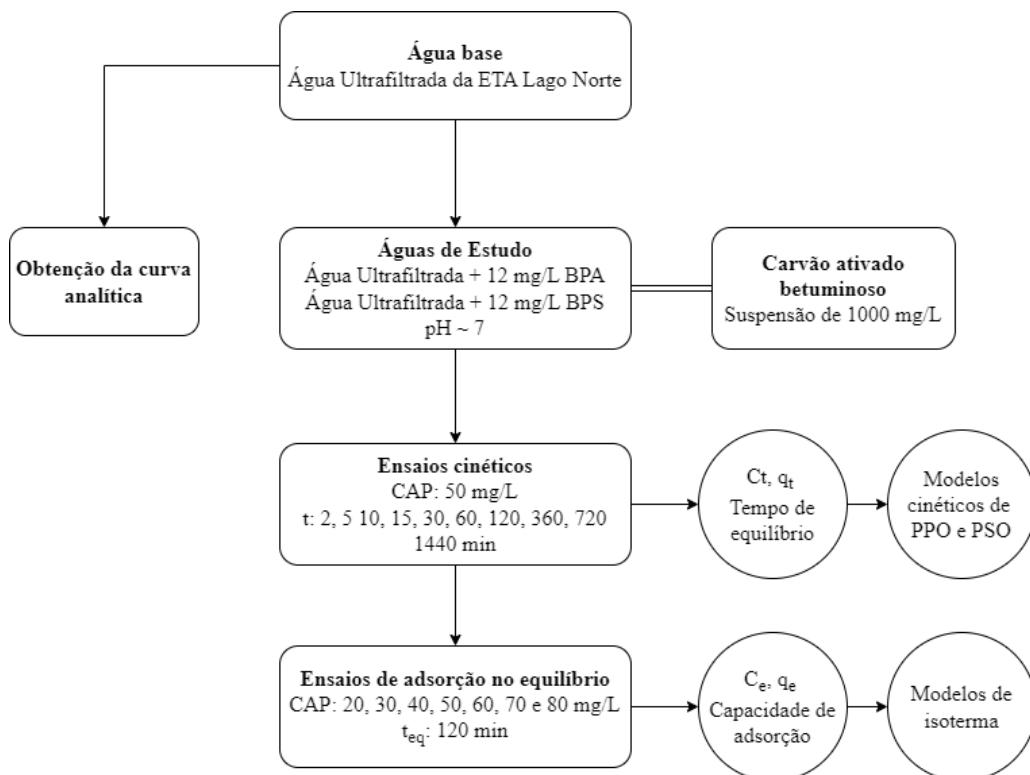


Figura 2: Fluxograma da metodologia aplicada.

Foram realizados grupos de ensaios cinéticos e de adsorção no equilíbrio empregando reatores agitados em batelada para obtenção dos parâmetros cinéticos (ordem da cinética e constante da taxa de adsorção) e obter as isotermas de adsorção do BPA e do BPS em carvão ativado betuminoso na forma pulverizada.

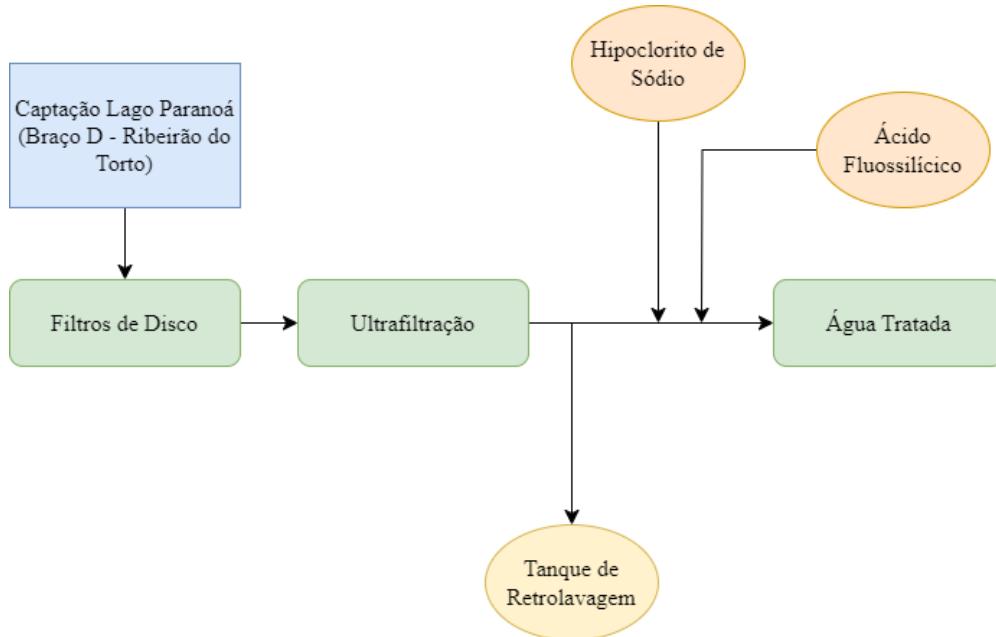
Todos os ensaios foram realizados em duplicata e o pH da água de estudo foi ajustado para 7. Esse pH foi escolhido para os ensaios de adsorção por ser o valor médio que apresenta a água tratada por ultrafiltração na ETA Lago Norte.

#### • Preparo da água de estudo

Foi utilizada a água ultrafiltrada proveniente da ETA Lago Norte como água base. A ETA está localizada no Setor de Mansões Lago Norte (SMLN) MI 3 Trecho 4 Conjunto 4, no Lago Norte, Brasília, DF. A ETA foi inaugurada em



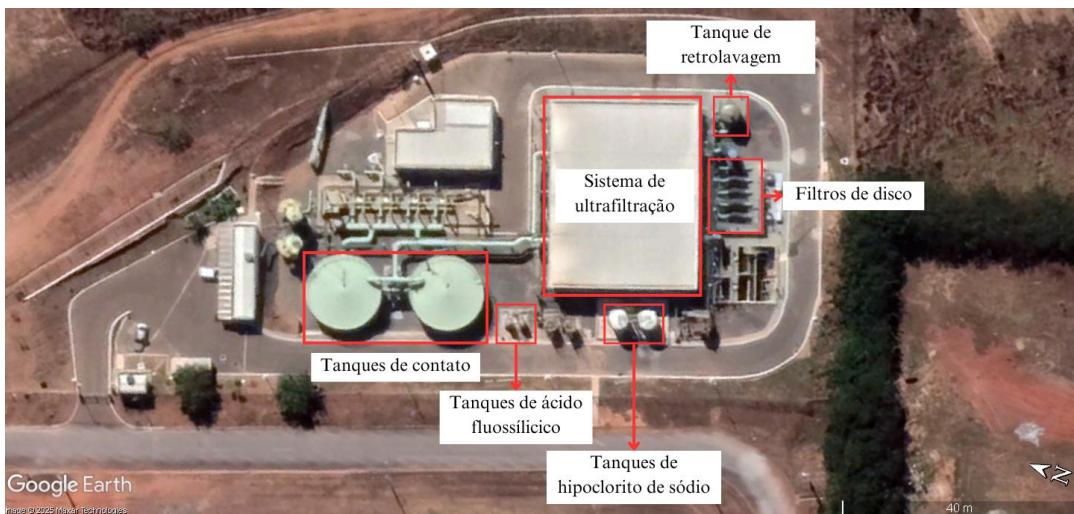
2017 em caráter emergencial para abastecer o Distrito Federal durante a crise hídrica que ocorreu entre 2015 e 2017. A ETA, que capta água bruta do lago Paranoá em seu braço D, utiliza membranas de ultrafiltração e tem capacidade para tratar 700 L/s, apresentando vazão média atual de 559 L/s. O tratamento na ETA consiste em pré-filtragem da água bruta em filtros de disco, seguido de ultrafiltração e adição de hipoclorito de sódio, para incorporar o residual de cloro estabelecido na Portaria GM/MS nº 888/2021, e de ácido fluossilícico para a fluoretação, como apresentado na Figura 3.



**Figura 3: Fluxograma do tratamento de água na ETA Lago Norte.**  
Fonte: CAESB, 2025 – modificado.

A água utilizada foi coletada no tanque de retrolavagem, ou seja, após a ultrafiltração e isenta de produtos químicos. Para a execução de cada réplica dos ensaios de adsorção, a água base foi coletada na mesma semana da realização do ensaio com o intuito de manter sua qualidade. Durante os ensaios, a água base foi armazenada sob refrigeração. A água base coletada foi utilizada para preparar as águas de estudo e para o preparo das soluções padrão utilizadas na obtenção das curvas analíticas usadas na quantificação do BPA e do BPS por espectrofotometria UV/visível.

A Figura 4 apresenta a planta baixa da ETA Lago Norte e suas principais unidades operacionais onde é possível visualizar o ponto de coleta da água base.



**Figura 4: Planta baixa da ETA Lago Norte, com destaque para suas principais unidades.**  
Fonte: Google Earth, 2025 – modificado.



## 33º CONGRESSO DA ABES

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental



## FITABES 2025

Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental

As águas de estudo foram preparadas a partir da adição de alíquotas de soluções estoque de BPA e BPS de forma a perfazer uma concentração inicial de cada bisfenol de 12 mg/L na água de estudo. Ressalta-se que foi preparada uma água de estudo para cada contaminante, ou seja, os bisfenóis não foram adicionados conjuntamente na água base.

As soluções estoque de BPS e BPA foram preparadas como apresentado por Oliveira (2024). Em Erlenmeyers de 250 mL, adicionou-se 100 mg de bisfenol seguido da adição de 20 mL de álcool etílico (99,5%) para dissolver o bisfenol. Por fim, adicionou-se 200 mL de água ultrapura. A solução então foi mantida sob aquecimento a temperatura constante entre 75 e 80 °C por uma hora para que o álcool evaporasse. Após esse processo, a mistura em temperatura ambiente foi transferida para um balão volumétrico de 1 L ao qual se adicionou água ultrapura até completar o volume. Os padrões dos bisfenóis foram adquiridos da Sigma Aldrich.

As soluções estoque foram preparadas na semana da realização dos ensaios e armazenadas em temperatura ambiente e sob abrigo da luz até seu uso. Isso foi feito para evitar a degradação dos contaminantes.

### • Curva analítica

Os bisfenóis foram quantificados por espectrofotometria ultravioleta/visível (Hach DR 5000 UV-Vis Spectrophotometer), utilizando comprimentos de onda de 277 e 275 nm para o BPA e BPS, respectivamente. Essa metodologia foi aplicada e validada por Oliveira (2024) para quantificação de ambos os bisfenóis em água ultrapura. Na validação, foi feito o teste de seletividade para avaliar a capacidade do método analítico de quantificar os contaminantes em matriz de água natural do lago Paranoá. Esse teste consiste em avaliar se o método sofre interferências de outros compostos presentes na matriz, o que pode impactar na quantificação. Oliveira (2024) realizou o teste utilizando água bruta do lago Paranoá e observou que a presença de matéria orgânica na água do lago não interferiu na quantificação do BPA, mas superestimou em 27% a concentração do BPS nessa matriz.

Com base nesses resultados, testou-se a curva analítica de ambos os bisfenóis em matriz de água ultrapura e em matriz de água ultrafiltrada produzida na ETA Lago Norte com o intuito de avaliar a influência da matéria orgânica na quantificação de BPA e de BPS.

Para a obtenção da curva analítica, foram utilizadas concentrações padrão de 0,5, 5, 10, 12,5, 15 e 20 mg/L de bisfenol. Utilizando a lei da volumetria, determinou-se o volume de bisfenol a ser adicionado a balões volumétricos de 25 mL para se obter a concentração padrão desejada. O balão foi então preenchido com água ultrafiltrada. As leituras de absorbância foram realizadas utilizando água ultrapura e água ultrafiltrada como branco.

Após as leituras de absorbância em duplícata para cada branco, foram obtidos pares de valores de absorbância vs concentração padrão para cada bisfenol e esses dados foram plotados em gráficos de coordenadas cartesianas e ajustados por meio de regressão linear para gerar uma equação a partir da qual foi possível determinar a concentração de cada bisfenol a partir do valor de absorbância. Por último, foi obtida uma equação da curva analítica para cada branco utilizado.

### • Preparo do carvão ativado

O adsorvente utilizado foi o carvão ativado granular (CAG) de origem mineral betuminosa comercializado no Brasil. Trata-se de um carvão com grande área superficial, elevada dureza e resistência à abrasão. Algumas de suas características foram determinadas por Oliveira (2024) e são apresentadas na Tabela 2 em conjunto com características que constam na Ficha Técnica do CAG disponibilizada pelo comerciante do carvão.

**Tabela 2: Propriedades do CAG betuminoso que foi utilizado no estudo.**

pH*	9,6	Umidade, % Max.	8
pHPCZ*	9,06	Abrasão, % Mín.	80
Área superficial (m <sup>2</sup> /g)*	880	Densidade Aparente, g/cm <sup>3</sup>	0,50 ± 0,05
Volume de microporos (cm <sup>3</sup> /g)*	0,397	Dureza, % mín.	95
Volume de mesoporos (cm <sup>3</sup> /g)*	0,076	Granulometria, % retida entre 8x30	90
Número de Iodo, mg/g mín.	950	Coeficiente de uniformidade	2,1
Número de Iodo, mg/g típico	975	Diâmetro médio, mm	1,30 – 1,60



## 33º CONGRESSO DA ABES

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental



## FITABES 2025

Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental

\*Parâmetros determinados experimentalmente por Oliveira (2024)

Para realização dos ensaios cinéticos e de adsorção, deve-se utilizar o carvão pulverizado. Assim, o carvão foi preparado conforme a norma ABNT nº 12073/1991. O carvão foi moído até se obter no mínimo 95% de porcentagem passante na peneira nº 325. O carvão então foi seco em estufa por 3 horas a 130 °C e em seguida foi mantido em um dessecador até atingir temperatura ambiente.

Para preparo da suspensão de carvão, pesou-se determinada massa do material que foi adicionada à água ultrapura livre de CO<sub>2</sub> com o objetivo de se obter uma suspensão com concentração de 1000 mg CA/L. Essa mistura foi então submetida à pressão negativa de 600 mmHg por pelo menos 12 h para eliminar o ar intersticial do carvão.

### • Ensaios cinéticos

Antes dos ensaios cinéticos foi realizado um ensaio preliminar para definir a dose de carvão a ser utilizada de forma a obter concentrações residuais de BPA e BPS que permitam a obtenção de um perfil de redução da concentração residual que possibilitasse o ajuste dos modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (PPO) e pseudosegunda ordem (PSO) aos dados experimentais.

Os ensaios cinéticos de adsorção de cada bisfenol foram realizados em agitadores horizontais (Fanem 2540 Shaker). Foram utilizados Erlenmeyers de 500 mL contendo 300 mL de cada água de estudo com concentração inicial de 12 mg/L de BPA e de BPS. Os ensaios foram realizados em duplicata e sob temperatura ambiente de aproximadamente 26 °C.

A cada Erlenmeyer, foi adicionado 50 mg/L de suspensão de carvão definida no ensaio preliminar. Os erlenmeyers foram mantidos sob agitação pelos seguintes tempos de contato: 2, 5, 10, 15, 30, 60, 120, 360, 720 e 1440 minutos. Após cada tempo de contato, a água tratada foi filtrada em membranas de ésteres de celulose de 0,22 µm para retirar o carvão e uma alíquota da fração filtrada foi reservada para posterior quantificação de bisfenol residual. A Figura 5 apresenta uma representação esquemática da dinâmica dos ensaios de adsorção.

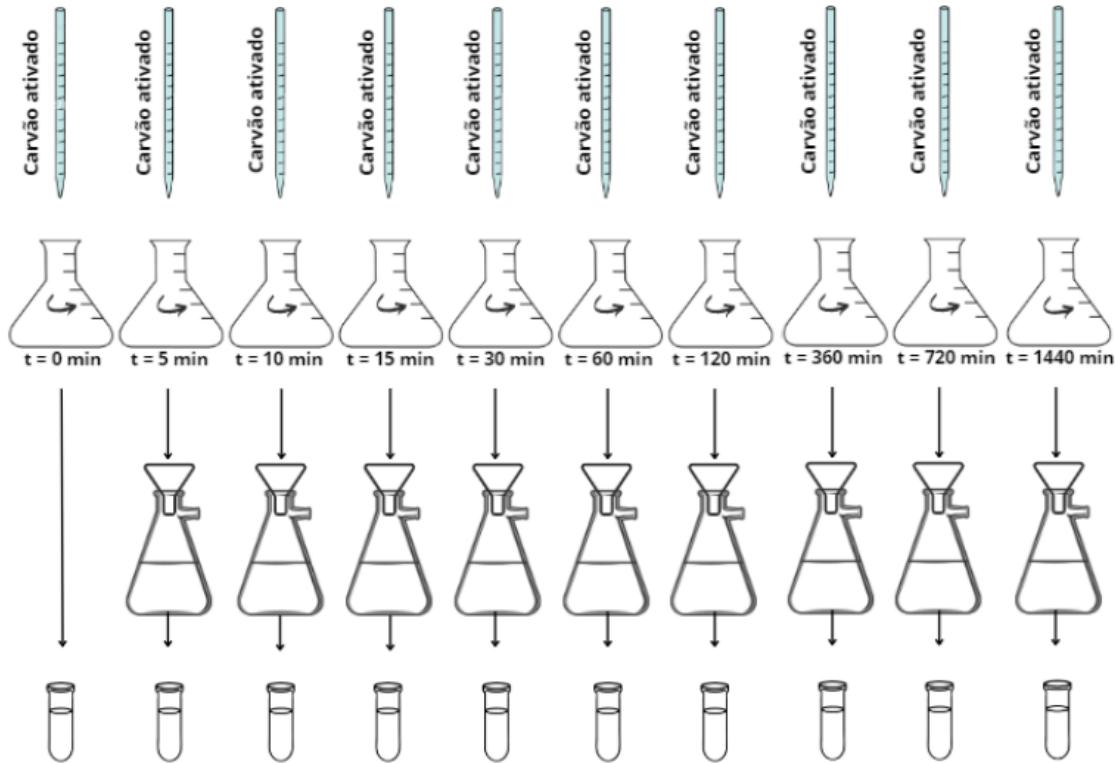


Figura 5: Representação esquemática do ensaio de cinética de adsorção.

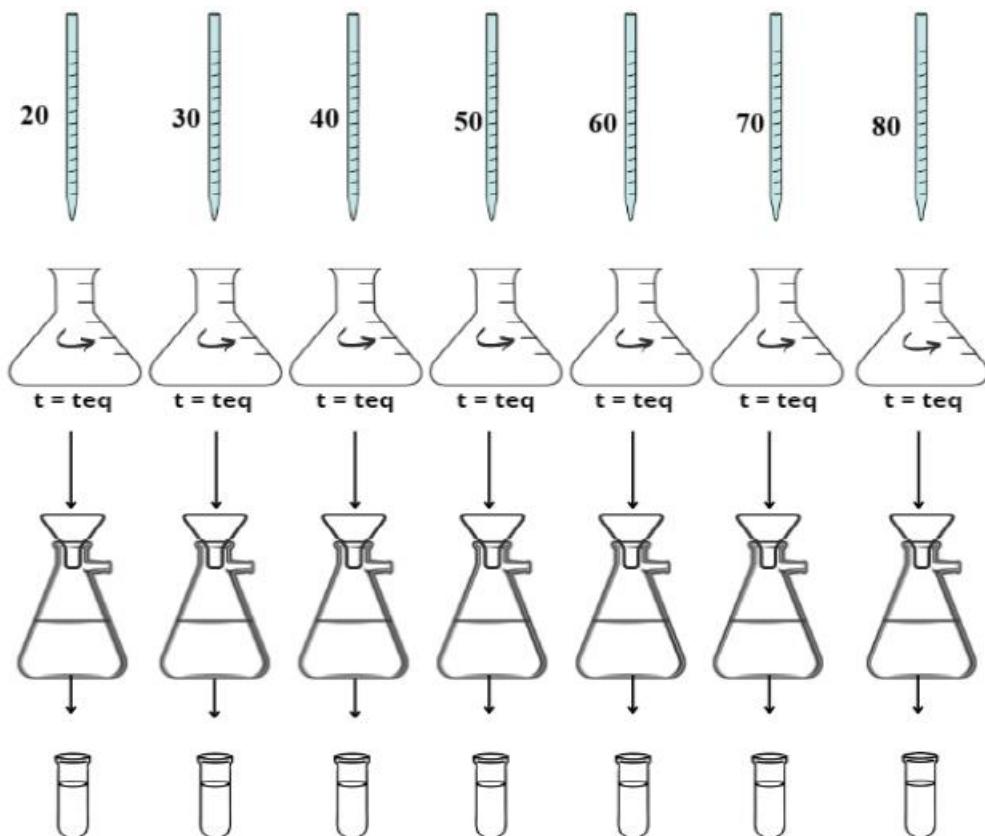
Fonte: Oliveira, 2024 – modificado.

Os pares de valores de residual de bisfenol e tempo de contato obtidos em cada ensaio cinético foram plotados em gráficos de coordenadas cartesianas para verificar o perfil de redução da concentração residual dos bisfenóis ao longo do tempo. Além disso, foi avaliado o ajuste dos modelos cinéticos de pseudo-primeira e pseudosegunda ordem na forma não linear aos dados experimentais. Por último, a partir dos ensaios cinéticos, foi definido o tempo em que se alcança o equilíbrio de adsorção de cada bisfenol, a ser aplicado nos ensaios de adsorção no equilíbrio.

- **Ensaios de adsorção no equilíbrio**

Os ensaios de adsorção no equilíbrio foram realizados no mesmo sistema experimental que os ensaios cinéticos, mas mantendo o tempo de contato constante (correspondente ao tempo de equilíbrio obtido nos experimentos cinéticos) e variando a dose de carvão. As dosagens de carvão testadas foram 20, 30, 40, 50, 60, 70 e 80 mg/L. Essas dosagens foram definidas com base no estudo de Oliveira (2024). A Figura 6 ilustra a representação esquemática dos ensaios de adsorção no equilíbrio.

Para cada dosagem de carvão testada, após o tempo de contato, a água tratada foi filtrada e uma alíquota da fração de filtrado foi utilizada para quantificar o residual de cada bisfenol.



**Figura 6: Representação esquemática do ensaio de adsorção no equilíbrio.**  
Fonte: Oliveira, 2024 – modificado.

Com os resultados obtidos, foi possível ajustar os modelos de isoterma de Freundlich e de Langmuir aos dados experimentais para determinar a capacidade do carvão de adsorver cada contaminante. Os ensaios de equilíbrio de adsorção também foram realizados em duplicata e a temperatura ambiente de aproximadamente 28 °C.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

- **Água Base**

Com o objetivo de quantificar a concentração de matéria orgânica na água ultrafiltrada, foram enviadas amostras para um laboratório externo ao Laboratório de Saneamento Ambiental da UnB. Os resultados obtidos, por meio da



## **33º CONGRESSO DA ABES**

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental



### **FITABES 2025**

Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental

quantificação de carbono orgânico total (COT), foram menores que 0,05 mg/L e não foram considerados representativos.

Segundo dados da CAESB (2025) obtidos a partir da análise de amostras de água do lago Paranoá no ponto de monitoramento denominado LIM.LPA.010, próximo do ponto de captação da ETA Lago Norte, o carbono orgânico total variou de 1,08 a 6,27 mg/L no período de 22/08/2023 a 03/02/2025, como apresentado na Tabela 3. Observa-se que em setembro de 2023, o carbono orgânico total esteve abaixo do limite de detecção do equipamento, não sendo possível quantificar o parâmetro.

**Tabela 3: Dados históricos de COT no ponto LIM.LPA.010 no lago Paranoá.**

**Fonte: CAESB, 2025.**

Data	COT (mg/L)
22/08/2023	2,11
29/09/2023	< 1,000
19/12/2023	1,46
29/02/2024	1,08
26/03/2024	4,57
23/04/2024	4,67
14/05/2024	3,9
06/06/2024	5,5
23/07/2024	4,8
27/08/2024	5,38
17/09/2024	6,27
22/10/2024	4,93
11/11/2024	5,45
03/02/2025	4,58

Dessa forma, analisando os dados históricos obtidos pela CAESB e levando em consideração que a tecnologia de tratamento implantada na ETA Lago Norte não tem como finalidade a remoção de matéria orgânica solúvel em água, os resultados apresentados pelo laboratório externo foram desconsiderados. O valor reduzido de COT obtido pelo laboratório externo provavelmente pode ser atribuído ao longo tempo transcorrido desde a coleta até o processamento das amostras, de forma que a matéria orgânica presente na água base foi degradada naturalmente.

- Curvas Analíticas de quantificação BPA e BPS por espectrofotometria UV/VIS**

Nas tabelas 4 e 5 são apresentados os valores médios de absorbância e os coeficientes de variação obtidos para cada uma das concentrações padrão incluídas nas curvas analíticas de BPA e BPS, respectivamente.

Observa-se que na curva analítica do BPA a concentração padrão de 0,5 mg BPA/L apresentou a maior variabilidade nas leituras realizadas com água ultrafiltrada como branco. Considerando que essa concentração apresenta o maior volume de água ultrafiltrada, a presença de matéria orgânica pode ser a causa para a alta variabilidade dos valores de absorbância. Para o BPS, o maior coeficiente de variação dos valores de absorbância também foi obtido na concentração de 0,5 mg BPS/L em leitura realizada empregando água ultrafiltrada como branco.

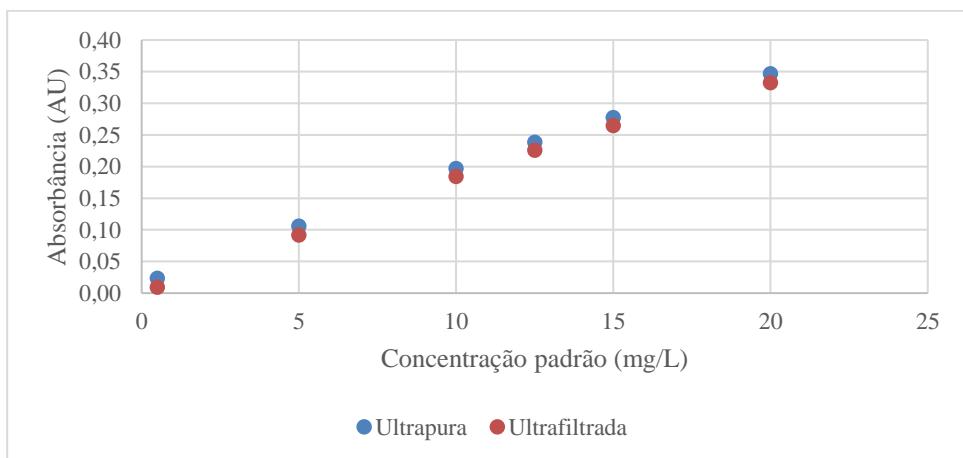
**Tabela 4:Resultados de curva analítica obtidos para o BPA.**

Concentração padrão (mg/L)	Branco: água ultrapura		Branco: água ultrafiltrada	
	Absorbância média	Coeficiente de variação (%)	Absorbância média	Coeficiente de variação (%)
0,5	0,023	13,89	0,009	38,25
5,0	0,106	0,69	0,092	2,12
10,0	0,197	12,69	0,184	14,46
12,5	0,239	11,67	0,226	13,08
15,0	0,277	9,33	0,265	8,99
20,0	0,347	3,78	0,332	3,79

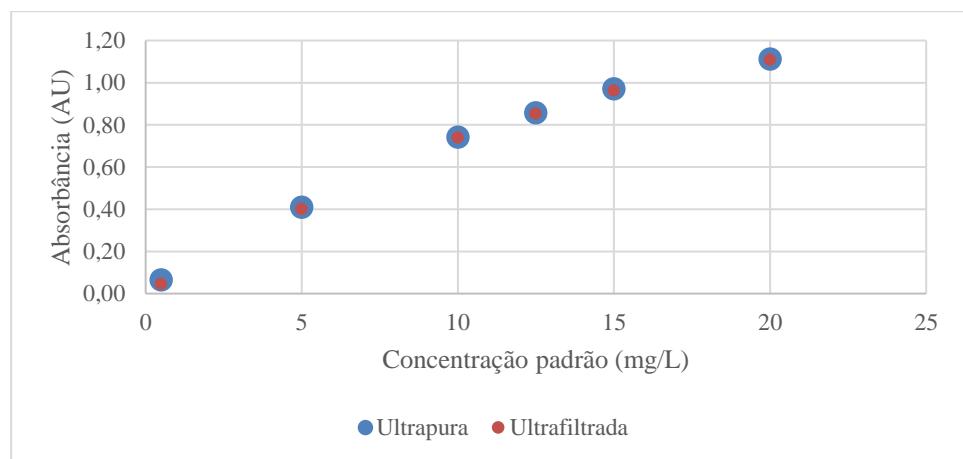
**Tabela 5: Resultados de curva analítica obtidos para o BPS.**

Concentração padrão (mg/L)	Branco: água ultrapura		Branco: água ultrafiltrada	
	Absorbância média	Coeficiente de variação (%)	Absorbância média	Coeficiente de variação (%)
0,5	0,066	5,38	0,046	12,63
5,0	0,410	4,53	0,401	5,18
10,0	0,743	10,63	0,740	10,52
12,5	0,858	6,40	0,854	5,89
15,0	0,973	6,27	0,963	5,07
20,0	1,114	2,26	1,109	1,83

A Figura 7 apresenta os valores médios de absorbância para cada concentração padrão de BPA usando como branco água ultrapura e água ultrafiltrada. É possível visualizar que os resultados são bem próximos e que os valores obtidos em leituras utilizando a água ultrafiltrada como branco são menores que utilizando água ultrapura. Os valores de  $R^2$  obtidos para o BPA variaram de 0,9624 a 0,9993 em medições utilizando água ultrapura como branco e de 0,9575 a 0,9991 em leituras empregando água ultrafiltrada como branco. Esses valores elevados de  $R^2$  indicam um bom ajuste da regressão linear aos dados experimentais.


**Figura 7: Valores médios de absorbância dos padrões de BPA obtidos para elaboração das curvas analíticas.**

Na Figura 8 são apresentados os valores médios de absorbância medidos nas curvas analíticas do BPS. As leituras de absorbância realizadas com água ultrafiltrada como branco também apresentaram valores menores que os obtidos quando o branco foi a água ultrapura, mas os resultados estiveram bem próximos, o que é evidenciado pela superposição dos pontos na Figura 8. Os valores de  $R^2$  variaram de 0,9194 a 0,9915 utilizando água ultrapura como branco nas medições de absorbância e de 0,9159 a 0,9919 empregando água ultrafiltrada como branco. Os valores de  $R^2$  próximos a 1 indicam que os dados experimentais são bem representados por uma regressão linear.


**Figura 8: Valores médios de absorbância de BPS obtidos para elaboração das curvas analíticas.**

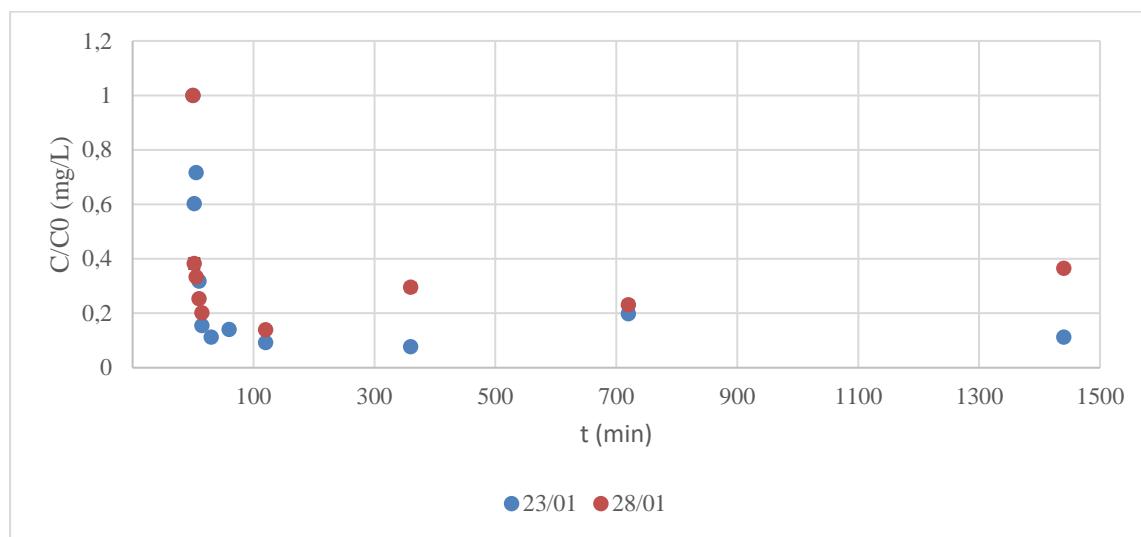
Sistello de Engenharia Sanitária

FEIRAS  
Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental

Como mencionado anteriormente, Oliveira (2024), em seu teste de seletividade para validação do método analítico, observou que a concentração de BPS foi superestimada em 27% em água contendo matéria orgânica, o que não foi observado nesse estudo, visto que os resultados de absorbância obtidos empregando água ultrapura e ultrafiltrada como branco foram bem próximos.

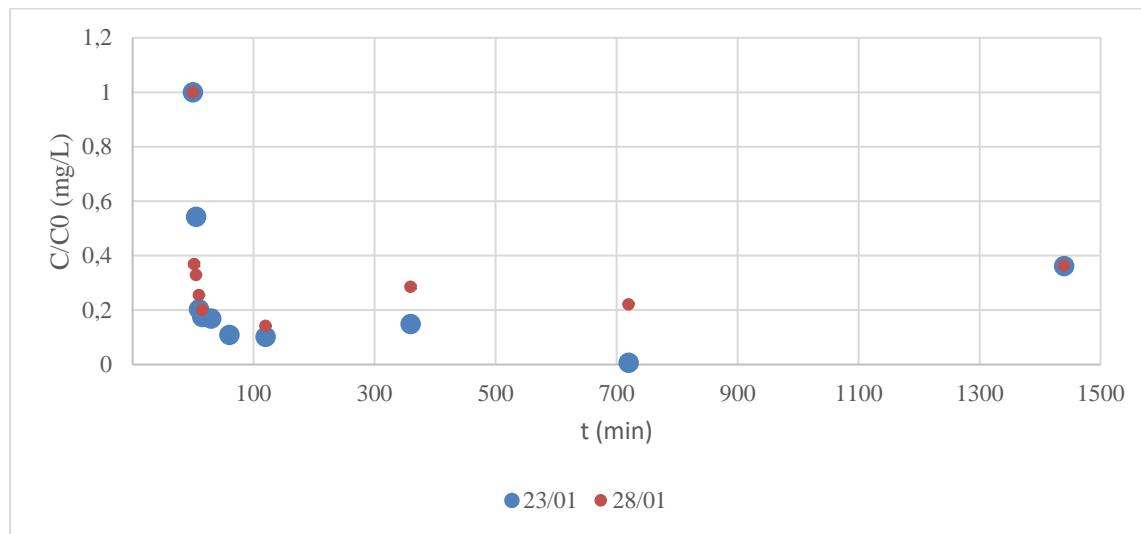
- **Ensaios Cinéticos**

Na Figura 9 são apresentados os resultados de concentração residual obtidos nos ensaios de cinética de adsorção do BPA no carvão ativado betuminoso, executados nos dias 23 e 28 de janeiro de 2025. Observa-se que os residuais de BPA nas duplicatas apresentaram comportamento similar no início do experimento, mas divergiram nos tempos  $t = 360$  e  $t = 1440$  minutos. Como os residuais do primeiro ensaio tiveram uma variabilidade menor a partir dos 360 minutos de contato, optou-se por utilizar os dados desse ensaio para avaliar o ajuste dos modelos cinéticos de pseudo-primeira e pseudosegunda ordem.



**Figura 9: Perfis de variação dos resíduais de BPA obtidos nos ensaios cinéticos em duplicata.**

Nos ensaios de cinética de adsorção do BPS os residuais desse bisfenol também apresentaram divergência a partir de 360 minutos nas duas réplicas, mas os residuais de BPS convergiram no final dos ensaios, em  $t = 1440$  minutos. No segundo ensaio, realizado no dia 28/01, alguns pontos experimentais também apresentaram discrepâncias nos minutos iniciais do ensaio. Dessa forma, a avaliação do ajuste dos modelos cinéticos aos dados experimentais, foi realizada com os dados experimentais obtidos no primeiro ensaio, executado no dia 23/01.



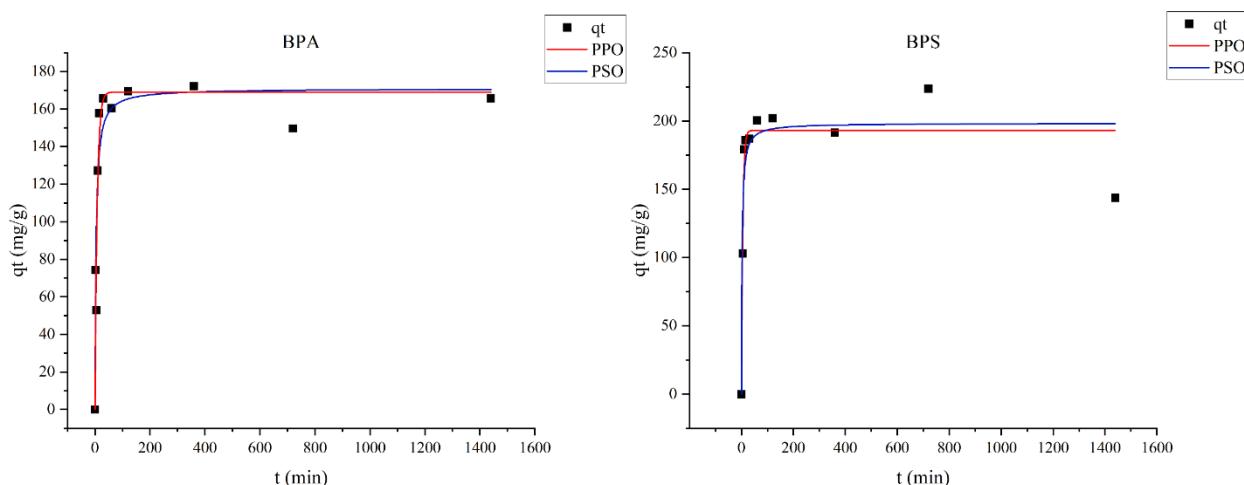
**Figura 10:** Perfis de variação dos resíduais de BPS obtidos nos ensaios cinéticos em duplicata.

As variações dos residuais observadas entre as duplicatas, tanto para o BPA quanto para o BPS, podem ser atribuídos a alterações nas características da água ultrafiltrada, provavelmente decorrentes de alterações na concentração de matéria orgânica, visto que a água base para a execução de cada réplica foi coletada em dias diferentes. Porém, como apresentado anteriormente, não foi possível quantificar a matéria orgânica presente na água ultrafiltrada.

Analizando as concentrações residuais de ambos os bisfenóis, é possível visualizar que há mais de 70% de remoção dos contaminantes nos primeiros 30 minutos dos ensaios.

Os resultados dos ajustes dos modelos cinéticos aos dados experimentais são apresentados na Figura 11. O modelo de pseudo-primeira ordem apresentou o melhor ajuste aos dados experimentais do bisfenol A e do bisfenol S, como apresentado na Tabela 6.

Apesar da variabilidade observada no comportamento dos residuais de BPA e BPS nas duplicatas a partir dos 360 minutos de contato, pode-se considerar que o equilíbrio de adsorção de ambos os bisfenóis foi atingido a partir dos 120 minutos de contato.



**Figura 11: Ajuste dos dados cinéticos experimentais de BPA (à esquerda) e de BPS (à direita) aos modelos de pseudo-primeira e pseudosegunda ordem.**

**Tabela 6: Parâmetros obtidos a partir dos ensaios cinéticos e ajuste aos modelos de PPO e PSO.**

	PPO			PSO			q <sub>eEXP*</sub> (mg/g)
	k <sub>1</sub> (min <sup>-1</sup> )	q <sub>e</sub> (mg/g)	R <sup>2</sup>	k <sub>2</sub> (mg/g min)	q <sub>e</sub> (mg/g)	R <sup>2</sup>	
BPA	0,1224	169,02	0,912	0,00146	170,933	0,903	169,52
BPS	0,1870	193,09	0,898	0,00197	198,409	0,864	202,05

q<sub>eEXP\*</sub> obtido em t = 120 minutos

Nos ensaios cinéticos, o BPS apresentou maior taxa de adsorção (k<sub>1</sub>) em comparação ao BPA, indicando que sua adsorção ocorre de forma mais célere que a adsorção do BPA. O bisfenol S também obteve maior massa adsorvida no equilíbrio que o bisfenol A.

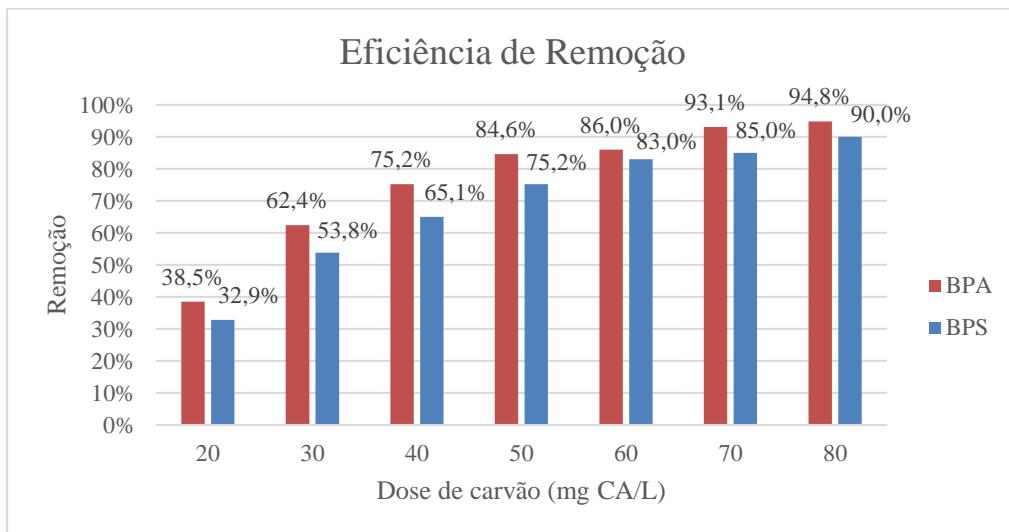
O modelo de PPO ajustado aos dados de capacidade de adsorção de BPA e de BPS sugere que há poucos sítios ativos na superfície do carvão e que a adsorção estava em seu estágio inicial. Esse resultado diverge do estudo de Oliveira (2024), que obteve melhor ajuste do modelo de pseudosegunda ordem utilizando matriz de água ultrafiltrada. Uma possível causa para as diferenças no comportamento cinético do processo de adsorção dos bisfenóis em água ultrapura e em água ultrafiltrada empregando o mesmo carvão pode ser a matéria orgânica presente na água ultrafiltrada, que pode ter competido com os bisfenóis pelos sítios de adsorção ativos, resultando no comportamento cinético observado representado pelo modelo de pseudo-primeira ordem. Como os modelos cinéticos que melhor se ajustaram aos dados experimentais são divergentes nesse estudo e no estudo de Oliveira (2024), não é possível fazer uma comparação direta da constante da taxa de adsorção.



- **Ensaio de Adsorção no Equilíbrio**

Como mencionado anteriormente, as doses de carvão utilizadas nos ensaios de adsorção no equilíbrio foram de 20, 30, 40, 50, 60, 70 e 80 mg/L. Foi utilizado o tempo de contato de 120 minutos obtido nos ensaios cinéticos, pois os valores de  $q_e$  obtidos experimentalmente nesse tempo de contato foram os que mais se aproximaram aos valores de  $q_e$  obtidos pelo modelo de pseudo-primeira ordem.

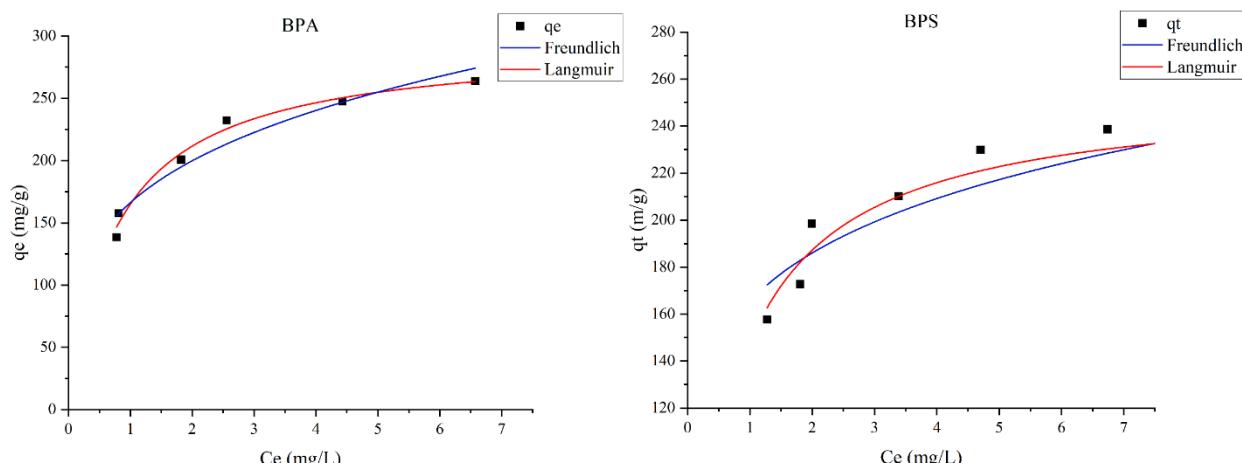
A Figura 12 apresenta a remoção de cada bisfenol, em porcentagem, para cada dose de carvão utilizada. Observa-se que o carvão ativado betuminoso foi capaz de remover quase 95% do BPA, enquanto a maior remoção obtida para o BPS foi de 90%. Para os dois compostos, a maior remoção foi obtida com a maior dose de carvão aplicada: 80 miligramas de carvão ativado por litro.



**Figura 12: Remoção de BPA e BPS obtida para cada dose de carvão utilizada nos ensaios de adsorção no equilíbrio.**

Para todas as doses utilizadas, o bisfenol A apresentou remoção maior que o bisfenol S. Uma possível justificativa para a maior remoção de bisfenol A do que de bisfenol S pode ser a maior hidrofobicidade do BPA. Como apresentado por Oliveira (2024), o carvão ativado betuminoso utilizado possui grupos funcionais éteres que lhe conferem basicidade, que, por sua vez, o torna hidrofóbico. Dessa forma, a hidrofobicidade do BPA proporciona maior afinidade do composto com o carvão ativado, facilitando sua adsorção.

O ajuste dos modelos de isoterma de Freundlich e de Langmuir aos dados experimentais de adsorção no equilíbrio são apresentados na Figura 13. Os valores dos parâmetros de cada modelo obtidos são apresentados na Tabela 7.



**Figura 13: Ajuste dos dados experimentais de adsorção no equilíbrio aos modelos de isoterma obtidos para o BPA (a direita) e o BPS (à esquerda).**



## 33º CONGRESSO DA ABES

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental



### FITABES 2025

Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental

O modelo de isoterma de Langmuir foi o que apresentou melhor ajuste aos dados experimentais do bisfenol A e do bisfenol S, evidenciado pelos maiores valores de  $R^2$  comparados com os valores obtidos para o modelo de Freundlich. Isso indica que a adsorção desses compostos ocorre em monocamada e que os sítios de adsorção possuem energias de adsorção similares. Esses resultados corroboram com o estudo de Oliveira (2024), que também obteve melhor ajuste do modelo de Langmuir aos dados experimentais de adsorção no equilíbrio para os dois bisfenóis estudados.

Com base nos valores dos parâmetros do modelo de Langmuir, apresentados na Tabela 7, observa-se que o carvão ativado betuminoso apresenta maior capacidade de adsorção ( $q_{\text{máx}}$ ) no equilíbrio de bisfenol A, provavelmente em função de sua maior hidrofobicidade em comparação com o bisfenol S.

O fator de separação ( $R_L$ ) é um parâmetro que representa o grau de desenvolvimento da adsorção. Valores de  $R_L$  entre 0 e 1 indicam adsorção favorável e valores maiores que 1 indicam adsorção desfavorável. O fator de separação obtido tanto para o BPA quanto para o BPS indica que a adsorção é favorável, o que corrobora o potencial do carvão betuminoso para ser empregado na remoção de ambos os bisfenóis.

**Tabela 7: Parâmetros obtidos para os modelos de isoterma de Langmuir e de Freundlich.**

	Langmuir			Freundlich			$R_L$
	$K_L$ (L/mg)	$q_{\text{máx}}$ (mg/g)	$R^2$	$K_f$ (mg <sup>1-(1/n)</sup> · L <sup>1/n</sup> /g)	n	$R^2$	
BPA	1,267	295,037	0,983	166,155	3,759	0,937	0,0624
BPS	1,381	255,018	0,884	165,442	5,911	0,766	0,0495

## CONCLUSÕES

O presente estudo permitiu verificar o potencial da adsorção em carvão ativado betuminoso para remoção de bisfenol A e bisfenol S em matriz de água ultrafiltrada proveniente da ETA Lago Norte com o objetivo de complementar o tratamento já existente na ETA.

Com base nos dados cinéticos, o modelo que melhor se ajustou à adsorção de ambos os bisfenóis foi o de pseudo-primeira ordem. O modelo de isoterma de Langmuir apresentou melhor ajuste aos dados experimentais de BPA e de BPS.

Nos ensaios de adsorção no equilíbrio, foi possível obter remoções de 90% de ambos os bisfenóis, o que mostra que a adsorção em carvão ativado é uma boa tecnologia para remoção desses contaminantes da água. O CAG utilizado apresentou maior remoção de BPA do que de BPS, provavelmente devido a maior hidrofobicidade do bisfenol A, o que facilita sua remoção da água, e também em função do caráter hidrofóbico do carvão empregado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDREWS, F. V.; DELKER, E.; IYER, P.; KAUFMAN, F.; MORAN, F.; NIKNAM, Y. Proposition 65: Evidence on the Female Reproductive Toxicity of Bisphenol S. OEHHA - Office of Environmental Health Hazard Assessment, 2023.
- CAESB - COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL (2025). Peticionamento eletrônico nº 00092-00002724/2025-15.
- CORRALES, J.; KRISTOFKO, L. A.; STEELE, W. B.; YATES, B. S.; BREED, C. S.; WILLIAMS, E. S.; Brooks, B. W. Global Assessment of Bisphenol A in the Environment: Review and Analysis of Its Occurrence and Bioaccumulation. *Dose-Response*, v. 13, 2015,
- COSTA, M. N.Y., BOAVENTURA, G.R., MULHOLLAND, D.S.; ARAÚJO, D. F.; MOREIRA, R. C. A.; FAIAL, K. C. F.; BOMFIM, E. O. Biogeochemical mechanisms controlling trophic state and micropollutant concentrations in a tropical artificial lake. *Environmental Earth Sciences*, v. 75, 2016, p. 854.
- CUMMING, H.; RÜCKER, C. Octanol-Water Partition Coefficient Measurement by a Simple 1H NMR Method. *ACS Omega*, v. 2, n. 9, 2017, p. 6244 - 6249.
- DHAC - Department of Health and Aged Care (2022). Phenol, 4,4'-sulfonylbis- (BPS): Evaluation statement. Disponível em: <<https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/2022-06/EVA00053%20-%20Evaluation%20statement%20-%2030%20June%202022.pdf>>. Acesso em: 02 jan. 2025.
- FRANKOWSKI, R.; PLATKIEWICZ, J.; STANISZ, E.; GRZEŚKOWIAK, T.; ZGOŁA-GRZEŚKOWIAK, A. Biodegradation and photo-Fenton degradation of bisphenol A, bisphenol S and fluconazole in water. *Environmental Pollution*, v. 289, 2021, p. 117947.



## 33º CONGRESSO DA ABES

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental



### FITABES 2025

Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental

- GEENS, T.; AERTS, D.; BERTHOT, C.; BOURGUIGNON, J. P.; GOEYENS, L.; LECOMTE, P.; MAGHUN-ROGISTER, G.; PIRONNET, A. M.; PUSSEMIER, L.; SCIPPO, M. L.; LOCO, J. V.; COVACI, A. A review of dietary and non-dietary exposure to bisphenol-A. *Food and Chemical Toxicology*, v. 50, 2012, p. 3725 - 3740.
- GROBIN, A.; ROŠKAR, R.; TRONTELJ, J. The environmental occurrence, fate, and risks of 25 endocrine disruptors in Slovenian waters. *Science of The Total Environment*, v. 906, 2024, p. 167245.
- HAO, K.; LUO, J.; SUN, J.; GE, H.; WANG, Z. Associations of urinary bisphenol A and its alternatives bisphenol S and F concentrations with depressive symptoms among adults. *Chemosphere*, v. 279, 2021, p. 130573.
- HAYNES, W. M.; BRUNO, T. J.; LIDE, D. R. CRC Handbook of Chemistry and Physics - Internet Version 2016. Taylor and Francis, Florida, E.U.A., 2016, 1838 p.
- HEALTH CANADA (2024). Bisphenol analogues in people living in Canada. Ottawa, Ontario. Disponível em: <<https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/environmental-contaminants/human-biomonitoring-resources/bisphenols-analogues-in-people.html>>. Acesso em: 02 jan. 2025.
- HOWE K. J.; HAND, D. W.; CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; TCHOBANOGLOUS, G. (2016). *Princípios de Tratamento de Água*. São Paulo: Cengage Learning, 2016, 624 p.
- KATARIA, A.; LEVINE, D.; WERTENTEIL, S.; VENTO, S.; XUE, J.; RAJENDIRAN, K.; KANNAN, K.; THURMAN, J. M.; MORRISON, D.; BRODY, R.; URBINA, E.; ATTINA, T.; TRASANDE, L.; TRACHTMAN, H. Exposure to bisphenols and phthalates and association with oxidant stress, insulin resistance, and endothelial dysfunction in children. *Pediatric Research*, v. 81, n. 6, 2017, p. 857 - 864.
- LIAO, C.; LIU, F.; GUO, Y.; MONN, H. B.; NAKATA, H.; WU, Q.; KANNAN, K. Occurrence of Eight Bisphenol Analogues in Indoor Dust from the United States and Several Asian Countries: Implications for Human Exposure. *Environmental Science & Technology*, v. 46, n. 16, 2012, p. 9138 - 9145.
- LIAO, M.; GAN, Z.; SUN, W.; SU, S.; LI, Z.; ZHANG, Y. Spatial distribution, source identification, and potential risks of 14 bisphenol analogues in soil under different land uses in the megacity of Chengdu, China. *Environmental Pollution*, v. 352, 2024, p. 124064.
- NATARAJ, S. K.; AMINABHAVI, T. M. Bisphenol A: Uses, Health Effects and Environmental Risks. In: Vaughn, B. C. *Bisphenol A and Phthalates: Uses, Health Effects and Environmental Risks*. Nova Science Publishers, 2010.
- NATIONAL CENTER FOR BIOTECHNOLOGY INFORMATION. PubChem Compound Summary for CID 6623, Bisphenol A. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Bisphenol-A>>. Acesso em: 02 jan. 2025.
- NATIONAL CENTER FOR BIOTECHNOLOGY INFORMATION. PubChem Compound Summary for CID 6626, Bisphenol S. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Bisphenol-S>>. Acesso em: 02 jan. 2025.
- NICNAS - National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (2015). Phenol, 4,4'-sulfonylbis-: Human health tier II assessment. Disponível em: <<https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Phenol%2C%204%2C4%27-sulfonylbis-Human%20health%20tier%20II%20assessment.pdf>>. Acesso em: 02 jan. 2025.
- OLIVEIRA, N. S. Remoção de bisfenol A e bisfenol S por adsorção em carvões ativados comercializados no Brasil. Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, 2024.
- PETROVIC, M.; RADJENOVIC, J.; POSTIGO, C.; KUSTER, M.; FARRE; ALDA, M. L.; BARCELÓ; D. Emerging Contaminants in WasteWaters: Sources and Occurrence. In: ROSENFIELD, P. E., FENG, L. G. H. *Risk of Hazardous Wastes*. William Andrew Publishing, 2011, p. 1 – 35.
- ROSENFIELD, P. E.; FENG, L. G. H. Emerging Contaminants. In: ROSENFIELD, P. E., FENG, L. G. H. *Risk of Hazardous Wastes*. William Andrew Publishing, 2011, p. 215 – 222.
- SMITAL, T. Acute and Chronic Effects of Emerging Contaminants. In: Hutzinger, O.; Barceló, D., Kostianoy, A. *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, Berlin, 2008, p. 105 – 142.
- SODRÉ, F. F.; SAMPAIO, T. R. Development and application of a SPE-LC-QTOF method for the quantification of micropollutants of emerging concern in drinking waters from the Brazilian capital. *Emerging contaminants*, v. 6, 2020, p. 72 - 81.
- STAPLES, C. A.; DOM, P. B.; KLECKA, G. M.; O'BLOCK, S. T.; HARRIS, L. R. A review of the environmental fate, effects and exposure of Bisphenol A. *Chemosphere*, v. 36, n. 10, p. 2149 - 2173.
- VASILJEVIC, T.; HARNER, T. Bisphenol A and its analogues in outdoor and indoor air: Properties, sources and global levels. *Science of The Total Environment*, v. 789, 2021, p. 148013.
- WU, L. H.; ZHANG, X. M.; WANG, F.; GAO, C. J.; CHEN, D.; PALUMBO, J. R.; GUO, Y.; ZENG, E. Y. Occurrence of bisphenol S in the environment and implications for human exposure: A short review. *Science of the Total Environment*, v. 615, 2018, p. 87 - 98.
- XUE, J.; KANNAN, K. Mass flows and removal of eight bisphenol analogs, bisphenol A diglycidyl ether and its derivatives in two wastewater treatment plants in New York State, USA. *Science of The Total Environment*, v. 648, 2019, p. 442-449.
- YAMAZAKI, E.; YAMASHITA, N.; TANIYASU, S.; LAM, J.; LAM, P. K. S.; MOON, H. B.; JEONG, Y.;



## 33º CONGRESSO DA ABES

Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental



### FITABES 2025

Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental

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, 2015, p. 565-572.

ZABOROWSKA, M.; WYSZKOWSKA, J.; BOROWIK, A.; KUCHARSKI, J. Bisphenols - A Threat to the Natural Environment. *Materials*, v. 16, n. 19, 2023, p. 6500.

ZHANG, H.; QUAN, Q.; ZHANG, M.; ZHANG, N.; ZHANG, W.; ZHAN, M.; XU, W.; LU, L.; FAN, J.; WANG, Q. Occurrence of bisphenol A and its alternatives in paired urine and indoor dust from Chinese university students: Implications for human exposure. *Chemosphere*, v. 247, 2020, p. 125987.

ZHANG, H.; ZHANG, Y.; LI, J.; YANG, M. Occurrence and exposure assessment of bisphenol analogues in source water and drinking water in China. *Science of the Total Environment*, v. 655, 2019, p. 607 - 613.