

## **Remoção de trihalometanos em águas sintéticas por adsorção em carvão ativado**

**Elton Santos Franco**

Professor Doutor, UFVJM, Brasil  
elton.santos@ufvjm.edu.br

**Núbia Aparecida de Aguiar**

Mestranda, UFVJM, Brasil  
nubia.aparecida@ufvjm.edu.br

**Alexandre Sylvio Vieira da Costa**

Professor Doutor, UFVJM, Brasil  
alexandre.costa@ufvjm.edu.br

**Márcio Coutinho de Souza**

Professor Doutor, UFVJM, Brasil  
marcio.souza@ufvjm.edu.br

**Jairo Lisboa Rodrigues**

Professor Doutor, UFVJM, Brasil  
jairo.rodrigues@ufvjm.edu.br

**Nathalia Oliveira Braga**

Doutora, UFOP, Brasil  
nathaliaoliveirabraga@gmail.com

Recebido: 18 de janeiro de 2024

Aceito: 15 de julho de 2024

Publicado online: 11 de setembro de 2024

## RESUMO

O presente estudo teve como objetivo avaliar a eficiência do carvão ativado granular para a remoção de trialometanos (TAM) em águas sintéticas. Para detectar e quantificar os TAM o método utilizado foi por extração líquido-líquido associado à cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas (ELL-CG-EM). Em escala laboratorial foram preparadas amostras com concentração de 100 e 150  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , sendo a primeira o valor máximo permitido pela Portaria n.º 888, de 4 de maio de 2021, do Ministério da Saúde. Os resultados obtidos foram satisfatórios, com uma média de até 87% de remoção de TAM, comprovando que a filtração com carvão ativado granular é eficiente, podendo ser utilizada como técnica de baixo custo em residências.

**PALAVRAS-CHAVE:** Trialometanos. Adsorção. Carvão ativado granular.

## 1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a água destinada ao consumo humano deve apresentar características físicas, químicas, biológicas e radioativas que não comprometam a saúde. Neste contexto, a Portaria BSB n.º 56, de 14 de março de 1977, tornou-se a primeira legislação a tratar da potabilidade da água no país, sendo esta alterada posteriormente por outras portarias a fim de garantir as características adequadas da água, e, portanto, a saúde humana (Brasil, 1997; Brasil, 2011).

A desinfecção é uma etapa obrigatória do tratamento de água, devido a sua capacidade de inativar alguns tipos de microrganismos patogênicos e prevenir o crescimento microbiológico nas redes de distribuição. Essa inativação é realizada por intermédio de agentes físicos e/ou químicos. Durante o processo de tratamento de água, diversos agentes oxidantes podem ser utilizados para realizar a desinfecção, como por exemplo, o cloro, ozônio, dióxido de cloro, cloraminas, permanganato de potássio, peróxido de hidrogênio, dentre outros. No Brasil, na maioria das Estações de Tratamento de Água (ETA) utiliza-se o cloro como agente oxidante, pois além de inativar microrganismos presentes nas águas naturais em tempo relativamente curto, o cloro não deixa sabor e odor às águas nas doses usualmente empregadas na desinfecção, apresenta residuais estáveis e custo relativamente baixo (Meyer, 1994; Ferreira Filho e Sakaguti, 2008; Franco *et al.*, 2018; Franco *et al.*, 2019b).

Apesar dos benefícios do cloro na inativação de microrganismos presentes na água, pesquisas afirmam que a sua utilização pode contribuir para a formação de subprodutos orgânicos halogenados (SOH) indesejados, tais como os trialometanos (TAM) e ácidos haloacéticos (AHA), quando há presença de matéria orgânica natural (MON) na água (Franco *et al.*, 2018; Franco *et al.*, 2019a; Franco *et al.*, 2019b; Gomes, 2019).

Dentre os subprodutos supracitados, os TAM são considerados um dos mais problemáticos, uma vez que além dos possíveis efeitos adversos causados à saúde humana através da ingestão, como por exemplo o câncer de cólon e de bexiga, causa, também, problemas nos fetos como o nascimento de natimortos até a má formação fetal ambos para concentrações superiores a 80  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  (Silva e Mello, 2015; Health Canada, 2019; Evlampidou *et al.*, 2020).

Os TAM são membros de um grupo de compostos químicos orgânicos que contém um átomo de hidrogênio, um átomo de carbono e três átomos de halogênios (Meyer, 1994; Albano, 2014). Dentre os fatores que contribuem para a sua formação, pode-se citar o pH do meio, o tipo e a concentração de oxidante, a concentração e composição da matéria orgânica natural e a temperatura da água. Os TAM mais frequentes na água, e por isso objetos de controle cada

vez mais restritivo pelos padrões de potabilidade, são os triclorometano (TCM), diclorobromometano (DCBM), dibromoclorometano (DBCM) e tribromometano (TBM), sendo a soma das concentrações desses quatro compostos na água denominada trihalometanos totais (TAM<sub>T</sub>) (Meyer, 1994; USEPA, 1995b; Hamidin *et al.*, 2008; WHO, 2011; Franco *et al.*, 2018; Franco *et al.*, 2019b).

A *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), em 1979, estabeleceu um limite máximo de TAM de 100 µg.L<sup>-1</sup> na água potável. Em 1998, após vários estudos e evidências de que este composto possui características cancerígenas, esse valor foi reduzido para 80 µg.L<sup>-1</sup> na água potável (USEPA, 1996; USEPA, 1998; Who, 2011). No Brasil, de acordo com a Portaria n.º 888, de 4 de maio de 2021, do Ministério da Saúde, o limite máximo permitido de TAM é de 100 µg.L<sup>-1</sup> (Brasil, 2021).

O método clássico para detectar e quantificar os subprodutos em amostras aquosas é a cromatografia gasosa (CG), recomendada e reconhecida mundialmente por órgãos de padronização de ensaios para tratamento de águas, como o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice *et al.*, 2012).

Geralmente a CG é utilizada em conjunto com diferentes detectores, sendo os mais usuais nas análises dos SOH voláteis o espectrômetro de massas (EM) (MS, *Mass Spectrometer*), o detector de ionização por chama (DIC) (FID, *Flame Ionization Detector*) e o detector de captura de elétrons (DCE) (ECD, *Electron Capture Detector*) (USEPAa, 1995; USEPA, 1995b; Pavon *et al.*, 2008; Leite, 2009; Franco *et al.*, 2018; Franco *et al.*, 2019b).

A USEPA considera a remoção dos precursores da formação dos subprodutos da cloração por meio da clarificação – conjunção das etapas de coagulação, floculação e decantação ou flotação - como a melhor forma de controle em sistemas de tratamento de água (USEPA, 1999a; USEPA, 1999b; Kim e Yu, 2005). Lara (2007), Hussein *et al.* (2012) e Abe *et al.* (2014), também citam a mesma estratégia para controle dos TAM, por meio da remoção da matéria orgânica antes do contato com o cloro, impedindo, assim, a formação dos TAM.

As reações responsáveis pela formação de SOH podem ocorrer durante o tratamento de água nas etapas de pré-cloração e desinfecção, e ao longo da rede de distribuição. Existem vários pré-oxidantes que podem substituir o cloro, porém não se mostram como opções adequadas quando a pré-cloração é necessária para alcançar valores obrigatórios da concentração residual de produto pelo tempo eficaz de contato, dado em mg.min.L<sup>-1</sup> (Libânio, 2010; Lima, 2014).

Algumas técnicas que não utilizam o cloro em seu processo de desinfecção podem ser aplicadas, como a ozonização e a radiação ultravioleta. No entanto, além de não conferir concentração residual para água distribuída, estas produzem subprodutos tão difíceis de serem removidos quanto os TAM. Sendo assim, outros métodos podem ser implantados para a retenção de SOH no ponto de consumo. Vários países adotam o sistema de filtração com membrana e a nanofiltração como forma de reduzir a formação dos TAM, por meio da remoção dos precursores. Embora essas técnicas sejam eficientes, elas são muito onerosas, quando se considera o ponto de vista econômico (Kitis *et al.*, 2001; Uyak *et al.*, 2008; Cunha, 2010; Boneber, 2013).

Sendo assim, o carvão ativado se torna uma alternativa ao uso destas técnicas, uma vez que possui sua eficiência comprovada na remoção de diversos compostos voláteis como os

TAM (Cunha 2010; Boneber, 2013). O carvão ativado ainda possui como vantagem a eliminação de cor, odor e gostos indesejáveis na água de consumo. Para aplicação domiciliar, por possuir custo acessível a parcela da população, esse produto pode ser implementado nas residências, favorecendo a remoção dos TAM, mesmo após sua formação nas ETA (Golin, 2007).

Neste cenário, torna-se primordial avaliar a eficiência da adsorção de TAM em carvão ativado, por meio de método validado de detecção dos compostos por ELL-CG-EM (extração líquido-líquido, cromatografia a gás acoplada à espectrometria de massas). Esta técnica de detecção apresenta vantagens de simples preparo de amostra e custos compatíveis para aplicação em centros de análise responsáveis pelos subprodutos de catalogação obrigatória prevista pela atual Portaria n.º 888 (Brasil, 2021).

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Reagentes e materiais

Padrões certificados de pureza cromatográfica (4M8140-U, TraceCERT®) para os quatro compostos (TCM, BDCM, DBCM e TBM) e do padrão interno fluorbenzeno (CRM48943, TraceCERT®), ambos em metanol da marca Sigma. O metanol (646377) e metil-terc-butílico éter (MTBE) (34875), também da marca Sigma, e o sulfato de sódio (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), agente secanteda fase orgânica, foram empregados para a ELL.

### 2.2 Preparo e extração para a curva de calibração

As determinações cromatográficas das condições de extrações foram realizadas de acordo com Franco *et al.*, (2018) e Franco *et al.*, (2019b). Trata-se de método sensível e simples, sem a existência de interferências, mostrando uma proporcionalidade entre a resposta da área de cada composto e a concentração do mesmo.

Devido à concentração elevada dos padrões, efetuou-se uma diluição em metanol do padrão combinado dos TAM (2000 µg.mL<sup>-1</sup>) e do padrão interno fluorbenzeno (2000 µg.mL<sup>-1</sup>). Para a elaboração da curva de calibração utilizou-se o meio de regressão linear, para isto houve a necessidade de detectar todos os componentes provenientes do padrão concentrado na corrida cromatográfica (cromatograma) obtida pelo CG-EM. Foram adicionadas, em frascos âmbar, alíquotas de 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80 e 100 mL de água isenta de compostos orgânicos voláteis com concentração 200 µg.L<sup>-1</sup> dos TAM para a ELL, para obtenção da melhor sensibilidade e identificação preliminar dos tempos de retenção livre de interferências dos compostos em relação ao volume da alíquota.

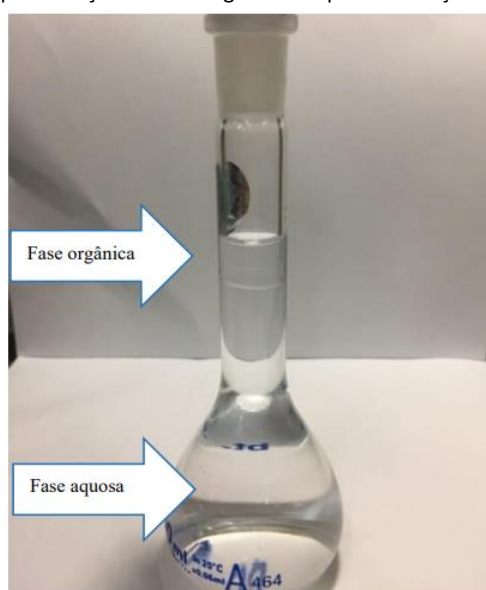
Desta forma, gerou-se o cromatograma modo TIC (*total ion current*), com as respostas da sensibilidade (intensidade) das quatro espécies alvo de TAM e do fluorbenzeno, e separadamente cada modo SIR (*selected ion recording*), construído a partir do TIC, mas apenas usando fragmentos dos compostos massa/carga (m.z<sup>-1</sup>).

Após a realização dos ensaios de sensibilidade, definiu-se o volume de 50 mL que, segundo Franco *et al.* (2018), apresentou melhores resultados para validação do método. Sendo assim, foram preparadas diluições em 50 mL de água ultrapura para os dez pontos (p=10, para a curva de calibração) nas concentrações 1, 2, 5, 10, 20, 40, 60, 80, 150 e 200 µg.L<sup>-1</sup>, além de 400, 600, 800 e 1000 µg.L<sup>-1</sup> (linearidade, p=14), todas em triplicata (n=3), juntamente com o branco (n=10, sem adição de concentrações de TAM).

Para o procedimento de ELL, as alíquotas com as concentrações citadas anteriormente foram rapidamente coletadas e inseridas em balões volumétricos (alongados), aos quais adicionaram-se o padrão interno fluorbenzeno na concentração correspondente ao volume contido nos balões (50  $\mu\text{L}$ , através da diluição do padrão para 200  $\mu\text{g}\cdot\text{mL}^{-1}$ ), 4 mL de MTBE mantido em *freezer* a  $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$  e aproximadamente 1 g de  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ . O frasco foi agitado vigorosamente por 5 min e imediatamente acondicionado em *freezer* a  $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$  por 3 min.

Após a agitação formaram-se duas fases definidas, como apresenta a Figura 1. A fase orgânica superior, denominada extrato, e a inferior, aquosa. A fase orgânica foi retirada e transferida para um frasco tipo *vial* de 2 mL, acondicionada em *freezer* a  $-4\text{ }^{\circ}\text{C}$  e conservada (validade analítica de sete dias) para análise no CG-EM. As informações obtidas foram utilizadas para elaboração de curvas de calibração e, posteriormente, levantamento dos parâmetros para validação do método.

Figura 1 - Representação da fase orgânica e aquosa: extração dos TAM



Fonte: Autores (2024).

### 2.3 Instrumentação e condições cromatográficas

Fez-se o uso do sistema de CG-EM CLARUS 680 SQ 8 PerkinElmer (USA) para as análises, empregando os padrões dos TAM para a detecção. As condições otimizadas para o CG foram de 2  $\mu\text{L}$  de amostra injetada no modo *splitless* separados por coluna capilar (*ZEBRON ZB-5MS*; 30 m length  $\times$  0,25 mm diameter  $\times$  0,25  $\mu\text{m}$  film; fase G27 — 5% Polysilarylene e 95% Polydimethylsiloxane). O injetor estava com temperatura de  $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ , 99,9995% gás de arraste o hélio de grau de pureza e fluxo do gás de arraste a  $1,0\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$  (fluxo constante). O forno foi programado isotermicamente a  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$  por 1 min e, em seguida a temperatura era aumentada para  $40\text{ }^{\circ}\text{C}$  a uma velocidade de  $1\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$  durante 1 min, seguido de aquecimento de  $30\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$  até  $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ .

O EM foi utilizado em modo de impacto de elétrons (EI+), com velocidade de aquisição de  $0,35\text{ s}\cdot\text{scan}^{-1}$ , tempo de corte do solvente foi de 3 min, intervalo de leitura  $\text{m}\cdot\text{z}^{-1}$  de 45 a 260

u.m.a. e modo de ionização de impacto eletrônico 70 eV. Para a linha de transferência a temperatura foi de 200 °C.

#### 2.4 Remoção de TAM por adsorção em carvão ativado granular

Para a realização desta etapa foram preparadas as amostras em concentrações que avaliassem o somatório dos subprodutos nos máximos níveis exigidos, de acordo com o limite estabelecido pela Portaria n.º 888 (Brasil, 2021), devido a concentrações distintas das espécies no padrão concentrado. Para avaliar a capacidade de retenção dos TAM foram realizados os procedimentos a seguir.

##### 2.4.1 Determinações das concentrações de subprodutos antes dos ensaios e montagem do filtro

Com concentrações de TAM definidas (A = 100 µg.L<sup>-1</sup> e B = 150 µg.L<sup>-1</sup>), amostras de 200 mL foram preparadas a partir dos padrões certificados descritos no item 3.1, conforme mostra a Tabela 1, sendo (n=7, cada concentração).

Tabela 1 - Concentrações das amostras nos ensaios de remoção de TAM por carvão ativado granular

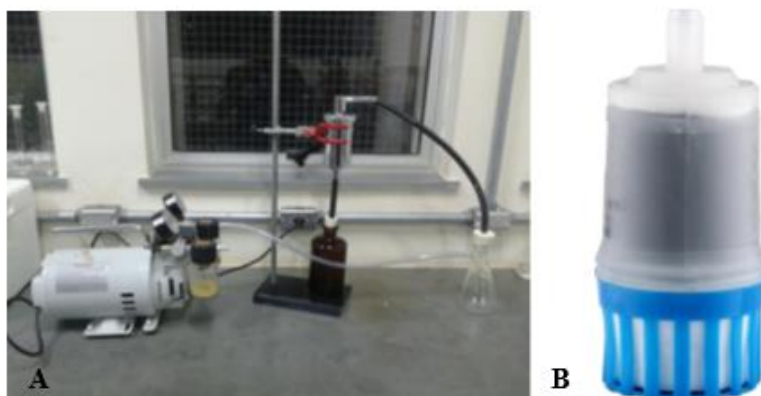
TAM	Concentrações de estudo (µg.L <sup>-1</sup> )	
	A	B
TCM	25	37,5
BDCM	25	37,5
DBCM	25	37,5
TBM	25	37,5
TAM <sub>T</sub>	100	150

Fonte: Autores (2024).

O carvão ativado granular utilizado neste estudo é o mais comum em bebedouros, pois prolonga a vida útil dos filtros, remove compostos biodegradáveis através da ação de microrganismos e apresenta uma possível otimização operacional. Com um filtro contendo uma vela de carvão ativado granular, foram submetidas as amostras (adquirido comercialmente suspenso por uma garra de condensador presa a um suporte), e coletadas em recipiente âmbar para análise, como apresenta a Figura 2.

Uma mangueira foi utilizada, ligando-a junto à parte superior de um kitassato, para conexão de uma bomba a vácuo e, desta maneira, criar a pressão diferencial necessária para remover o filtrado. O filtro utilizado foi da marca Líder, possui vida útil de 6 meses ou 3000 L a partir do primeiro dia de uso e foi conservado em local limpo e seco, sem exposição à luz solar. Todas as informações sobre o filtro de carvão utilizado foram fornecidas pelo fabricante.

Figura 2 - (A) Aparato para os ensaios de adsorção por filtro de carvão ativado granular e (B) vela de carvão ativado



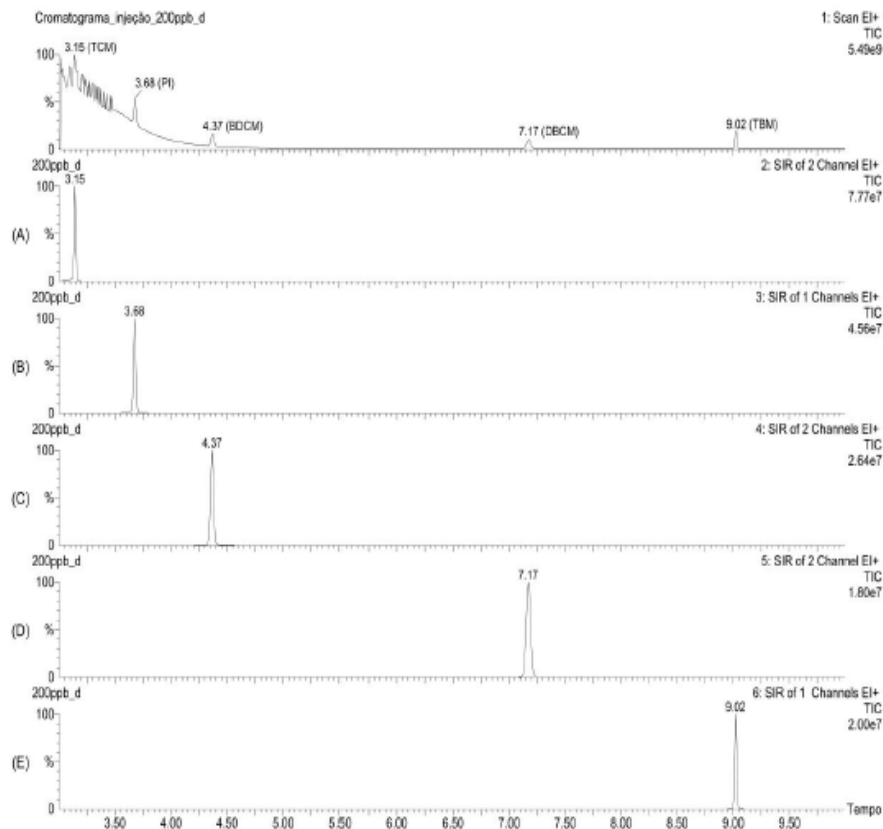
Fonte: Autores (2024).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Otimização das condições cromatográficas, precisão e limites de detecção e quantificação

Para obter a rampa da corrida cromatográfica do método e identificar a presença dos TAM, foram realizadas seis extrações. Em seguida, com a identificação da relação tempo de retenção e íons monitorados ( $m.z^{-1}$ ), procedeu com a otimização da rampa (modo TIC e SIR) para a separação do TCM, BDCM, DBCM, TBM e padrão interno fluorbenzeno, com descrito na metodologia (USEPA, 1995a; Franco, 2019). A Figura 3 apresenta o cromatograma nos modos TIC e SIR, inclusive o fluorbenzeno, obtida por injeção a partir de uma extração.

Figura 3 – Cromatograma nos modos TIC e SIR da otimização da rampa dos TAM, inclusive o padrão interno fluorbenzeno, obtido por injeção a partir da extração de um padrão na concentração 200 µg.L<sup>-1</sup>, conforme método validado por Franco *et al.* (2018)



Fonte: Autores (2024).

Franco *et al.* (2019) explicam que a sequência de detecção dos compostos se deve ao fato de apresentarem características químicas distintas. O TCM, com o tempo de retenção de 3,15 min, foi o primeiro composto a ser identificado pois apresentou menor massa molar. Já o TBM, como o tempo de retenção de 9,02 min, por apresentar maior massa molar, foi o último a ser detectado.

A curva de calibração analítica, procedeu-se após a definição da otimização da rampa (TIC e SIR), com as concentrações descritas na metodologia. Posteriormente, com os resultados, foram obtidas regressões lineares ( $Y = aX + b$ ), onde Y é a área do pico descrito como a sensibilidade ou intensidade e X como a concentração de cada TAM no CG-EM. Dentro desta faixa de aplicação, o método forneceu resultados diretamente proporcionais à concentração dos TAM, apresentando uma ótima linearidade para as concentrações utilizadas (1 a 1000 µg.mL<sup>-1</sup> e  $p=10$  e  $n=3$ ), sendo estas com correlações superiores às sugeridas pelo INMETRO (2016) e ANVISA (2017), que recomenda coeficiente de correlação um valor acima de 0,90 e um valor igual a 0,99, respectivamente.

Conforme Franco *et al.* (2019), a precisão foi obtida através da estimativa do desvio padrão relativo (DPR). Com níveis apresentando repetitividade e precisão intermediária, os valores de DPR foram inferiores a 7% para amostras de 200 µg.L<sup>-1</sup> e com variação nos dias de



injeções, mostrando estar dentro do limite aceitável, que permite para métodos de análises de traços de impurezas de até 20% de DPR (INMETRO, 2016; ANVISA 2017).

Obter as concentrações por meio do método baseado em parâmetros da curva analítica é o mais recomendado por apresentar maior confiabilidade, sendo capaz de detectar e quantificar baixas concentrações (Ribani *et al.*, 2004; INMETRO, 2016; Brasil, 2021; Franco *et al.* 2018). Calculou-se os limites de detecção (LD)  $n=10$  com base na relação de 3,3 vezes do desvio padrão do branco dividido pelo coeficiente angular da curva analítica e para os limites de quantificação (LQ)  $n=10$  foi a relação de 10 vezes também do desvio padrão do branco dividido pelo coeficiente angular da curva analítica ( $1-200 \mu\text{g.L}^{-1}$ ).

Segundo Ribani *et al.* (2004) e Franco *et al.* (2020), a seletividade foi definida comparando a matriz da substância (padrão) com a adição de um composto definido (2,2-dicloropropiônico). Com base nestes parâmetros, não obtive-se interferências nos tempos de retenção, mostrando a seletividade do método e a robustez, mantendo-se a sensibilidade das espécies. A exatidão apresentou DPR satisfatório, sendo estes menores que 5%, pois foi possível estimar valores esperados em função das injeções nas concentrações definidas da curva de  $1-200 \mu\text{g.L}^{-1}$ .

Com a mesma metodologia descrita neste estudo para a detecção e quantificação de TAM, Silva (2018) mostrou que o método ELL-CG-EM geram melhor coeficiente de regressão e limite de detecção de  $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ . A técnica de remoção por ELL é um dos processos mais utilizados, tomando um método clássico de extração e pré-concentração de analitos, requer um investimento menor se comparado com outras técnicas de extração (Bylda *et al.*, 2014; Franco *et al.*, 2018; Silva, 2018; Franco *et al.*, 2019).

### 3.2 Remoção de TAM com filtro de carvão ativado domiciliar

Os valores das concentrações de TAM obtidos após o processo de remoção através da adsorção por carvão ativado granular, são apresentados na Tabela 2 a seguir. Os resultados obtidos, mostram que a remoção dos TAM através da adsorção por carvão ativado foi eficiente para as duas concentrações estudadas ( $100 \mu\text{g.L}^{-1}$  e  $150 \mu\text{g.L}^{-1}$ ), removendo mais de 78% da concentração. Para a concentração  $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ , que é a estabelecida pela Portaria n.º 888 (Brasil, 2021), obteve-se uma remoção média de aproximadamente 94%. Já para a concentração  $150 \mu\text{g.L}^{-1}$ , a remoção média foi de 81% aproximadamente.

Tabela 2 - Concentrações de TAM obtidos após o processo de remoção por carvão ativado granular

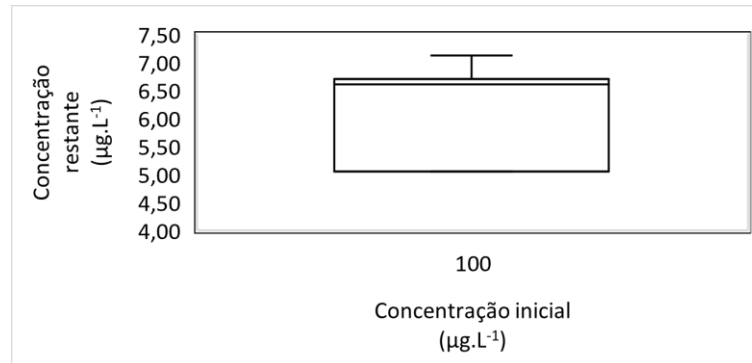
Concentração TAM	Amostra/concentração restante $\mu\text{g.L}^{-1}$							Desvio Padrão	Remoção média (%)
	1	2	3	4	5	6	7		
$100 \mu\text{g.L}^{-1}$	6,70	6,61	5,05	6,70	6,61	7,12	5,05	0,85	93,74
$150 \mu\text{g.L}^{-1}$	26,04	22,87	28,18	29,78	31,36	32,03	31,42	3,36	80,79

Fonte: Autores (2024).

A partir do gráfico apresentado na Figura 4, pode-se afirmar que os resultados obtidos para a filtração contendo concentração inicial de  $100 \mu\text{g.L}^{-1}$  não apresentaram outliers, são assimetricamente negativos e 50% dos resultados variaram de 5,05 a  $6,61 \mu\text{g.L}^{-1}$  e, portanto,

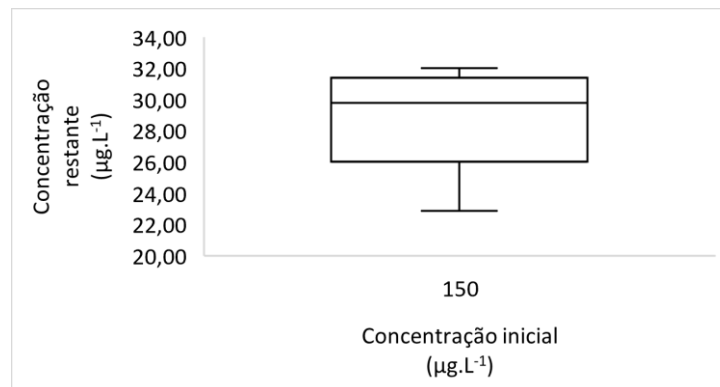
apresentaram maior discrepância. Com relação a Figura 5, que apresenta os resultados da filtração da concentração de  $150 \mu\text{g.L}^{-1}$ , pode-se observar maior dispersão nos dados e, como na Figura 4, não apresentou outliers. Ainda, a maior variabilidade de dados encontra-se abaixo de  $29,78 \mu\text{g.L}^{-1}$ , que é representado pela mediana.

Figura 4 - Distribuição das concentrações restantes nas amostras com concentração inicial de  $100 \mu\text{g.L}^{-1}$



Fonte: Autores (2024).

Figura 5 - Distribuição das concentrações restantes nas amostras com concentração inicial de  $150 \mu\text{g.L}^{-1}$



Fonte: Autores (2024).

Santos (2005), avaliou a eficiência do carvão ativado em pó na remoção dos TAM. Para detectar e quantificar os compostos o autor utilizou o método CG-EM com as condições de extração baseadas nas recomendações da USEPA (1995b). Na análise cromatográfica a remoção máxima foi de aproximadamente 98%. Apesar de que o carvão em pó apresentar maior área superficial, de acordo com este estudo o carvão granular apresentou resultado satisfatório uma vez que após a filtração as amostras apresentaram conformidade com o estabelecido pela portaria vigente.

Pereira *et al.*, (2009), estudou a eficácia de pós-filtros absorvedores constituídos de carvão ativado granular de origem mineral e vegetal para a remoção de TAM em ETA. Após 24 h, alcançou-se um valor de 85% de redução na concentração, valor próximo de remoção ao filtro utilizado em domicílio, mostrando também a eficácia do uso do carvão ativado granular para filtração.

Para identificar o desempenho de filtros domiciliares, Gomes *et al.*, (2017) estudou a remoção das variáveis da qualidade da água, com filtros de velas de cerâmica com e sem carvão

ativado. Os estudos dos autores mostraram que ambas foram eficientes na remoção, com destaque a vela de carvão ativado granular, que houve uma remoção maior, atendendo os padrões de potabilidade vigentes.

Em estudo sobre o custo de implantação e operação do carvão ativado em pó e granular, Cocenza (2014) observou que o carvão ativado granular apresenta um maior custo na implantação se comparado com o carvão ativado em pó. Por outro lado, no intervalo de 20 a 30 anos de operação, o custo total do carvão ativado granular resultou em 30% a 48%, sendo inferior ao carvão ativado em pó, tornando o uso do carvão ativado granular economicamente mais viável.

#### 4 CONCLUSÃO

Através dos resultados obtidos no presente estudo foi possível constatar que a remoção dos TAM através da adsorção por carvão ativado granular é um método eficaz para uso em domicílio. Ressalta-se, a necessidade de estudos que avaliem esta eficiência ao longo do tempo de uso do filtro, visto que esta pesquisa foi no início da vida útil do mesmo. A metodologia para detectar e quantificar o subproduto em questão apresentou resultados satisfatórios com a aplicação simples. Resultados com aproximadamente 80% de remoção foram alcançados, atendendo o estabelecido pela Portaria n.º 888 (Brasil, 2021), que é de 100 µg.L<sup>-1</sup>.

#### REFERÊNCIAS

ABE, S. A. L. *et al.* Avaliação do processo de microfiltração quanto à remoção de matéria orgânica natural (mon) com a finalidade de minimizar a formação dos Trihalometanos. In: **X CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA INICIAÇÃO CIENTÍFICA**. Universidade Severino Sombra. Vassouras/RS, 2014.

ALBANO, P. V. **Utilização de ácido tricloroisocianúrico (ATCI) na desinfecção de efluente sanitário de lagoa facultativa**: Avaliação da formação de trihalometanos (TAM). p. 59-121. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, na área de Saneamento e Ambiente) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, 2014.

ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução da Diretoria Colegiada RDC n.º 166, de 24 de julho de 2017**. Dispõe sobre a validação de métodos analíticos e dá outras providências. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA). Ministério da Saúde, Brasília, 2017.

BONEBER, D.G. **Remoção de compostos orgânicos de água do rio Uberabinha por filtração em carvão ativado reciclado**. 2013. 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2013.

Brasil. **Decreto n.º 79.367, de 9 de março de 1977**. Dispõe sobre normas e o padrão de potabilidade de água e dá outras providências. Brasília, 1977.

BRASIL. **Portaria GM/MS n.º 888, de 4 de maio de 2021**. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação n.º 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Ministério da Saúde, 2021.

BRASIL. **Organização Pan-Americana De Saúde (OPAS)**. Ministério da Saúde disponibiliza norma atualizada sobre qualidade da água para consumo humano. [Brasil]: 2011.

BYLDA, C. *et al.* Recent advances in sample preparation techniques to overcome difficulties encountered during quantitative analysis of small molecules from biofluids using LC-MS/MS. **The Analyst**, v. 139, p. 2265–76, 2014.

COCENZA, G. A. S. **Estudo Comparativo entre a aplicação do carvão ativado pulverizado e a filtração em carvão**

**ativado granular para uma estação de tratamento de água de 100 L/S.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação), Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 2014.

CUNHA, G. C. **Avaliação da potencialidade da humina na adsorção/dessorção dos Trihalometanos.** 120 f. Dissertação (Mestrado em Química), Universidade Federal de Sergipe, Aracaju, 2010.

EVLAMPIDOU, I. *et al.* **Trihalomethanes in drinking water and bladder cancer burden in the european union.** *Environmental Health Perspectives*, v. 128, n. 1, p. 017001, 2020.

FERREIRA FILHO, S. S. F.; SAKAGUTI, M. Comportamento cinético do cloro livre em meio aquoso e formação de subprodutos da desinfecção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, v. 13, n. 2, p. 198-206, 2008.

FRANCO, E. S. *et al.* **A simple liquid-liquid extraction-gas chromatography-mass spectrometry method for the determination of haloacetic acids in environmental samples: Application in water with *Microcystis aeruginosa* cells.** *Microchemical Journal*, v. 150, p. 104088, 2019a.

FRANCO, E. S. *et al.* Avaliação da demanda de cloro na oxidação de cianobactérias e relação com a formação de trihalometanos. **Revista DAE**, v. 68, n.5, p 147-159, São Paulo, 2020.

FRANCO, E. S. *et al.* Validação de método analítico por ELL-CG-EM para detecção de trihalometanos decorrentes da cloração de águas contendo *Microcystis*. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, São Paulo, v. 24, p. 1003-1012, 2019b.

FRANCO, E. S. *et al.* **Validation of a robust LLE-GC-MS method for determination of trihalomethanes in environmental samples.** *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 473, p. 1-9, 2018.

GOLIN, D. M. **Remoção de chumbo de meios líquidos através de adsorção utilizando carvão ativado de origem vegetal e resíduos vegetais.** 111 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

GOMES, J. M. M. **Influência de parâmetros operacionais na formação de trihalometanos em águas residuais desinfetadas com cloro.** 2019. p. 49-210. Dissertação (Mestre em Engenharia do Ambiente, Perfil Engenharia Sanitária – Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2019.

GOMES, M.S. *et al.* I-322–Tratamento de água domiciliar por filtros de cerâmica microporosa e carvão ativado. **Congresso ABES Fenasan 2017.** São Paulo, 2017.

HAMIDIN, N. *et al.* **Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach.** *Water Res*, v. 42, n. 13, p. 3263-3274. 2008.

HEALTH CANADA. **Guidelines for Canadian drinking water quality: Summary table.** *Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada. Ottawa: Health Canada*, 26 p. 2019.

HESPANHOL, I. Remoção de compostos orgânicos em águas de consumo humano. **Revista DAE**, São Paulo, v. 40, p. 34-44, 1980.

HUSSEIN, M. A. *et al.* **Development of New Method to Minimize Trihalomethanes after Investigation Relation of the Individual By-products to the Total Organic Halogen.** *Journal of Pharma Research & Reviews*. v. 2, n. 3, p. 58-66. 2012.

INMETRO. INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA. **Orientações sobre Validação de Métodos Analíticos.** DOQ-CGCRE-008, 2016.

KIM, H-C.; YU, M-J. **Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control.** *Water Research*, v. 39, p. 4779–4789, 2005.

KITIS, M.; KILDUFF, J.E.; KARANFIL, T. **Isolation of dissolved organic matter (DOM) from surface waters using reverse osmosis and its impact on the reactivity of DOM to formation and speciation of disinfection by-products.** *Water Research*, v. 35, n. 9, p. 2225-2234, 2001.

LARA, D. D. **Utilização da radiação ultravioleta como fonte alternativa para desinfecção de piscinas de hidroterapia em ambiente fechado (in door).** 83 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental), Universidade de Ribeirão

Preto, Ribeirão Preto, 2007.

LEITE, R. W. **Validação de um método de extração gás-líquido "headspace" acoplado a um CG-EM para determinação de THM em água potável da região de Maringá.** 96 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Departamento de Química, Centro de Ciências Exatas, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2009.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água . v. 1. 3 a Edição . Campinas: Editora Átomo, v. 3, p. 444. 2010.

LIMA, G. M. **Desenvolvimento de correlação da formação de ácidos haloacéticos em água contendo substância húmica oxidada com cloro.** 109f. Dissertação (Mestrado Profissionalizante em Tecnologia Ambiental) – Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias da Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 2014.

MEYER, S. T. O. Uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**, v. 10, n. 1, p. 99-110, 1994.

PAVON, J. L. P. *et al.* **Determination of trihalomethanes in water samples: a review.** *Analytica Chimica Acta*, v. 629, n. 1-2, p. 6-23, 2008.

PEREIRA, C. M. S. *et al.* Comportamento de sistemas pós-filtros adsorvedores de carvão ativado granular na remoção e formação de trihalometanos. **25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Butantã. São Paulo, 2009.

RIBANI, M. *et al.* **Validation for chromatographic and electrophoretic methods.** *Química Nova*, v. 27, n. 5, p. 771-780. 2004.

RICE, E. W. *et al.* (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Washington, DC: American public health association, 2012.

SANTOS, B. V. A. P. **Formação e remoção de trihalometanos em águas de abastecimento utilizando permanganato de potássio e carvão ativado em pó.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, SP: [s.n.], 2005.

SILVA, B. H.; MELO, M. A. Trihalometanos em água potável e riscos de câncer: simulação usando potencial de interação e transformações de Bäcklund. *Química Nova*, v. 38, pág. 309-315, 2015.

SILVA, D. F. **Degradação de trihalometanos utilizando nanocompostos e detecção por cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas (CG-MS).** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Programa de Pós-Graduação em Química, Teófilo Otoni, 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (1995a) **Method 524.2: Measurement of purgeable organic compounds in water by capillary column gas chromatography/ mass spectrometry.** Cincinnati: USEPA.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (1995b) **Method 551.1: Determination of chlorination disinfection byproducts, chlorinated solvents, and halogenated pesticides/herbicides in drinking water by liquid-liquid extraction and gas chromatography with electron-capture detection.** Cincinnati: USEPA.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Drinking Water Regulations and Health Advisories.** U.S. Environmental Protection Agency, Washington, 1996.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (1998) **National Primary Drinking Water Regulations: Disinfectants and Disinfection Byproducts.** Rules and Regulations. Cincinnati: USEPA.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual.** U.S. Environmental Protection Agency, New York, USA, 1999(a).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual.** U.S. Environmental Protection Agency, Washington. 1999(b).

UYAK, V. et al. Removal of trihalomethanes from drinking water by nanofiltration membranes. *J. Hazard. Mater.*, v. 152, p. 789-794. 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Guidelines for drinking-water quality – 4 eth 2011*, 564 p.