

## DESENVOLVIMENTO E ANÁLISE DE UM MÉTODO ALTERNATIVO PARA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS DA ÁGUA EMPREGANDO MATERIAIS SORVENTES

B. B. CANELHAS<sup>1</sup>, A. DE CAMPOS, D. C. FERREIRA, V. C. ROCHA, C. POLETO, M. S. DA LUZ, J. C. S. I. GONÇALVES\*

Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM)  
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)  
ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-5584-5527>\*  
[julio.goncalves@uftm.edu.br](mailto:julio.goncalves@uftm.edu.br)\*

Submitted November 2, 2023 - Accepted December 1, 2023

DOI: 10.15628/holos.2023.16377

### ABSTRACT

The current work presents the use of a sorbent material to develop an alternative method for removing lead and barium from public water supplies. The sorbent material used was coconut fiber, which in addition to mitigating environmental pollution by reusing discarded waste, aids in the treatment of public water supplies by removing potentially toxic ions where conventional methods are not effective. In the alternative method used, we have a system of fixed bed reactors connected in series, with a volume of 0.250 L in each reactor. To characterize the adsorption process, we analyzed the variables pH, contact time, initial metal concentration, concentration of the sorbent material, and flow rate. Analysis of variance (ANOVA), multivariate analysis of variance

(MANOVA), and the T-test were carried out. The parameters initial metal concentration and flow rate were shown to be non-significant for the confidence interval adopted in the conditions of the current work. The removal of  $Pb^{2+}$  and  $Ba^{2+}$  ions was greater than 60% in all the parameters studied, and in a single pass through the reactors, showing the viability of this procedure. Coconut fiber presented appropriate characteristics for the biosorption of lead and barium ions, constituting a sustainable and promising process to be used together with classical water treatment processes to remove potentially toxic metals.

**KEYWORDS:** Environment pollution, Alternative sorbent materials, Metals.

## DESENVOLVIMENTO E ANÁLISE DE UM MÉTODO ALTERNATIVO PARA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS DA ÁGUA EMPREGANDO MATERIAIS SORVENTES

### RESUMO

O presente trabalho apresenta a utilização de material sorvente para o desenvolvimento de um método alternativo para remoção de chumbo e bário das águas de abastecimento público. O material utilizado foi a fibra de coco que além de mitigar a poluição ambiental pela reutilização de resíduos descartados auxiliam o tratamento das águas de abastecimento público pela remoção de íons potencialmente tóxicos. No método utilizado temos um sistema de reatores de leito fixo ligados em série, com volume de 0,250 L em cada reator. Para caracterização do processo de adsorção, foram analisadas as variáveis pH, tempo de contato, concentração inicial do metal, concentração do material

sorvente e vazão. Realizou-se a análise de variância (ANOVA), análise multivariada da variância (MANOVA) e teste-T. Os parâmetros concentração inicial do metal e vazão mostraram-se não significativos para o intervalo de confiança adotado nas condições do trabalho. As remoções dos íons  $Pb^{2+}$  e  $Ba^{2+}$  foram superiores a 60%, dentro de todos os parâmetros estudados e em uma única passagem pelos reatores, mostrando a viabilidade deste procedimento. A fibra de coco apresentou características apropriadas para o processo de biossorção dos íons chumbo e bário, constituindo como um processo sustentável e promissor para ser empregado juntamente com os processos clássicos de tratamento de água.

**Palavras chave:** Poluição ambiental, Materiais sorventes alternativos, Metais.

## 1 INTRODUÇÃO

O mundo inteiro enfrenta uma grave crise hídrica devido ao crescimento muito rápido da população mundial e ainda pelo alto consumo de grandes quantidades desse recurso pelas indústrias, atividades agrícolas e também pelo seu uso doméstico. A água doce é de fundamental importância para todos os seres vivos, pois é a principal fonte de saúde, alimentação e geração de energia (EL-AMIER et al., 2021).

Diversos poluentes são lançados diariamente nos recursos hídricos e possuem os mais variados efeitos indesejáveis no meio ambiente. Dentre esses poluentes podemos destacar os metais potencialmente tóxicos, oriundos de diferentes atividades industriais como curtimento, plásticos, produção de papel e celulose, têxtil, farmacêutica, indústrias ferrosas, refinarias de petróleo, produção de baterias entre outras, além de serem fruto do crescimento populacional desordenado. Esses metais potencialmente tóxicos podem ser absorvidos direta ou indiretamente por plantas, animais aquáticos e seres humanos, tendo uma forte tendência de se bioacumularem, desencadeando diversos efeitos deletérios (DE SÁ COSTA et al., 2021; LAKSHMI et al., 2021).

Diferentes técnicas têm sido empregadas para remover os mais variados poluentes, entre eles, os íons potencialmente tóxicos das águas de abastecimento público. Além do tratamento convencional da água, o qual não é efetivo para os metais pesados, outros processos têm sido utilizados, tais como biodegradação (enzimático e microbiano), processos eletroquímicos, processos de oxidação avançada, osmose reversa, precipitação química, ultrafiltração e membranas de separação. Entretanto esses processos são limitados devido ao seu elevado custo operacional, prático e econômico e ainda pela remoção incompleta dos metais potencialmente tóxicos e grande geração de resíduos (GIRISH et al., 2012; JAAFER et al., 2021).

Nesse contexto a biossorção se apresenta como método viável para remoção dos metais potencialmente tóxicos das águas de abastecimento público devido a sua eficácia, disponibilidade e baixo custo (BABEL; KURNIAWAN, 2004; FAROOQ et al., 2010; Paz et al., 2018; Antunes et al.; SHEIKH, et al., 2021).. Ainda podemos destacar a biossorção como técnica muito promissora para recuperação de metais potencialmente tóxicos pois a mesma evita a formação de lama química, mitigando a poluição ambiental (HEILMANN et al., 2021).

O processo de biossorção é constituído por uma reação reversível entre um material adsorvente e o material adsorvido (adsorbato), que permite sua constante reutilização após o processo de dessorção de uma forma sustentável (SANTOSH et al., 2017). A biossorção é baseada na capacidade que os mais variados materiais possuem de adsorver metais pesados devido as suas capacidades de ligação aos íons potencialmente tóxicos por mecanismo de troca iônica, força eletrostática e Microprecipitação (ACHEAMPONG et al., 2015).

Vários materiais com capacidade adsorviva já são utilizados industrialmente como o carvão ativado, porém são considerados caros para serem utilizados em grandes escalas (KRIKA et al., 2021).

Outro ponto importante é a necessidade de reduzir o impacto ambiental pelas enormes quantidades de resíduos, e isso tem feito os pesquisadores buscarem e utilizarem outros materiais para o processo de biossorção, como por exemplo os tegumentos de semente de palmeira (RENGARAJ et al., 2002), bambu (HAMEED et al., 2007), sabugo de milho (TSENG et al., 2005), polpa

de beterraba e casca de coco (DURSUN et al., 2005), palha de arroz (DAIFULLAH et al., 2007), casca de café e banana (GETACHEW et al., 2015) entre outros. Ressalta-se que os resíduos agroindustriais, ricos em materiais lignocelulósicos, também são considerados um grave problema ambiental, pois sua decomposição nos aterros sanitários demora muito tempo (GOLVEIA et al., 2021).

O Cocos nucifera Linn, conhecido popularmente como coqueiro, palma de coco, coco nult palm e também como coco verde, é uma das arvores frutíferas mais difundidas (FERREIRA et al., 2012). Em todo o mundo, mais de 90 países produzem em torno de 60 milhões de toneladas por ano (GEORGE; TEMBHURKAR, 2019). Tendo em vista as significativas proporções lignocelulósicas do Cocus nucifera L, acredita-se na boa capacidade de adsorção das fibras obtidas a partir dele (DARLA; GARIMELLA, 2019). Outros pontos salientados são seu baixo custo, sua alta disponibilidade para utilização e sua estabilidade, fatos esses que potencializam seu emprego como material sorvente (HYMAVATHI; PRABHAKAR, 2017).

O presente trabalho ainda propõe um método alternativo e complementar aos tratamentos convencionais de água, os quais não são satisfatórios para remoção de metais potencialmente tóxicos, utilizando de um sistema de reatores de leito fixo com fluxo contínuo ligados em série. Esse sistema foi devidamente estudado, em relação a diversos fatores de trabalho, e se demonstrou apto para ser empregado em condições reais de uso com os devidos ajustes necessários.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

O material adsorvente utilizado foi a fibra do coco verde, o qual foi fragmentado, retirando-se o epicarpo (parte externa ou casca), o endocarpo (castanha) e o albúmen (sólido). Restando apenas o mesocarpo, deste obtivemos as fibras por fragmentação manual (FERREIRA et al., 2012). As fibras de coco foram colocadas para secar em estufa com circulação forçada de ar a uma temperatura de 60°C por um período de tempo de 24 horas, buscando a redução da umidade inicial (em torno de 85%) para valores próximos a 15% ou até massa constante (ROSA et al., 2001). Após, as fibras foram tratadas com solução de Hidróxido de Sódio, NaOH (Sigma-Aldrich, 98%) 0,1 mol L<sup>-1</sup> por um período de 3 horas em temperatura ambiente. Esse procedimento teve por objetivo aumentar a capacidade adsorptiva do material, visto que tal recurso deixa os sítios ativos com cargas negativas (PINO; TOREM, 2011). Após esse período as fibras de coco foram lavadas com água destilada até a neutralidade (pH = 7) e secadas em estufa a 60°C por 24h.

As soluções mono e multielementares dos íons metálicos utilizados no referido trabalho (Pb<sup>2+</sup> e Ba<sup>2+</sup>) foram preparadas empregando os sais de acetato de chumbo II, Pb(H<sub>3</sub>CCOO)<sub>2</sub> (MERCK, 99%) e nitrato de bário, Ba(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (MERCK, 99%). Todas as soluções preparadas utilizaram água destilada, com condutividade inferior a 3,0 μS cm<sup>-1</sup>.

Para a otimização da remoção de metais potencialmente tóxicos foi desenvolvido um sistema experimental constituído de reatores de leito fixo com fluxo contínuo e seção circular, construídos em acrílico. Os reatores possuem altura de 14,50 cm e diâmetro interno de 4,70 cm, e, portanto, possuem um volume interno aproximado de 250 mL (0,250 L). O sistema foi instalado em um suporte de madeira com abraçadeiras. Essa configuração permite a instalação de reatores em série para otimizar os resultados no processo de adsorção.

A Figura 1a apresenta o referido reator de leito fixo e a Figura 1b apresenta o sistema de reatores de leito fixo ligados em série em operação.

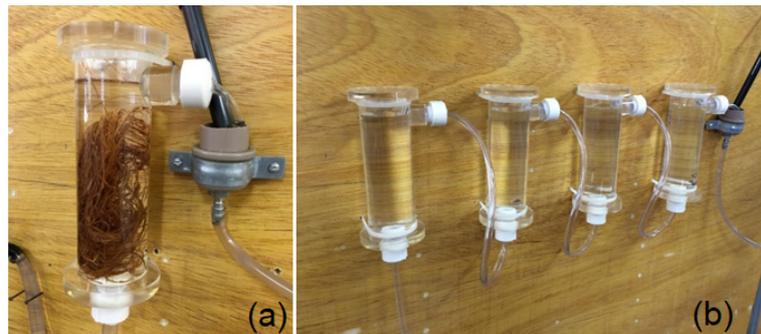


Fig. 1. a) Reator de leito fixo com fluxo contínuo com a fibra de coco. b) Sistema de reatores de leito fixo com fluxo contínuos em série.

A alimentação dos reatores com as soluções contendo os metais  $Pb^{2+}$  e  $Ba^{2+}$  foi realizada por uma bomba dosadora DDA da Grundfos.

Os experimentos foram realizados em reator de leito fixo com fluxo contínuo (Figura 1), seguindo o método uni variado, que envolve a estimação de uma variável por vez. As variáveis estudadas foram: pH, tempo de contato (min.), concentração do material sorvente ( $g L^{-1}$ ), concentração inicial do metal ( $mg L^{-1}$ ) e vazão ( $L.h^{-1}$ ) para os íons metálicos chumbo (Pb) e bário (Ba). Em relação as análises uni variadas, os valores fixos empregados em cada parâmetro foram escolhidos de acordo com dados obtidos na literatura (FERREIRA et al., 2012).

Os valores utilizados em cada parâmetro estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1: Valores dos parâmetros utilizados nos experimentos.

Parâmetros	Valores aplicados					
pH	0,5	1,0	2,0	3,0	5,0	5,5
Tempo de contato (min.)	5,0	10,0	30,0	50,0	60,0	-
Concentração ( $g L^{-1}$ )	2,0	8,0	12,0	16,0	24,0	32,0
Concentração do metal ( $mg L^{-1}$ )	2,5	5,0	45,0	85,0	100,0	-
Vazão ( $L h^{-1}$ )	2,0	3,0	4,0	6,0	10,0	12,0

O volume utilizado de solução em todos os experimentos foi de 400 mL, visto que assim teríamos a maior agitação permitida do sistema. Todos os experimentos e em todos os parâmetros foram realizados em triplicata, portanto os resultados apresentados correspondem as médias obtidas com os respectivos desvios padrão. A cada parâmetro analisado, o sistema era limpo para que não houvesse contaminação das amostras posteriores.

A quantificação dos íons metálicos potencialmente tóxicos em todos os experimentos realizados foi feita por espectrometria de emissão atômica com plasma induzido por micro-ondas (MP-AES 4200 Agilent) com fluxo de gás de plasma de  $20 L min^{-1}$  e um fluxo de gás auxiliar de  $1,5 L min^{-1}$ . O fluxo do gás nebulizador é controlado por computador através de um preciso controle de fluxo de massas no intervalo de  $0,3 - 1,0 L min^{-1}$ . Todas as leituras foram realizadas em triplicata. Para a análise do íon  $Pb^{2+}$  realizamos as medições em  $\lambda = 283,305 nm$  enquanto que para íon  $Ba^{2+}$  realizamos as medições em  $\lambda = 553,548 nm$ .

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2 apresenta as concentrações finais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e os percentuais de remoção (%) para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  com a variação do parâmetro pH. Para realização desse experimento a concentração inicial dos metais foi fixada em  $45 \text{ mg L}^{-1}$ ; o tempo de contato foi de 30 min; a concentração do material sorvente em  $12 \text{ g L}^{-1}$  e vazão no sistema de  $3 \text{ L h}^{-1}$ .

**Tabela 2: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  na análise do parâmetro pH.**

pH	$\text{Ba}^{2+}$ (553,548 nm)		$\text{Pb}^{2+}$ (283,305 nm)	
	$C_f$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	%	$C_f$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	%
0,5	$33,44 \pm 0,14$	25,70	$31,82 \pm 0,14$	29,30
1,0	$35,69 \pm 0,03$	20,70	$30,42 \pm 0,05$	32,41
2,0	$33,40 \pm 0,55$	25,78	$25,75 \pm 0,73$	42,78
3,0	$11,20 \pm 0,33$	75,11	$18,40 \pm 2,04$	59,11
5,0	$10,45 \pm 0,51$	76,78	$18,85 \pm 2,72$	58,11
5,5	$9,92 \pm 0,18$	77,97	$13,01 \pm 0,46$	70,92

Os dados obtidos da Tabela 2 apresenta os melhores resultados de remoção percentual em maiores valores de pH para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$ . Em baixos valores de pH, vários grupos funcionais, em destaque na fibra de coco os grupos carboxila e hidroxilas, não se encontram ionizados, ou seja, não apresentam carga negativa em seus sítios ativos e conseqüentemente diminuem sua atração pelas cargas positivas dos íons metálicos. O aumento do pH propicia um aumento de grupos funcionais com carga negativa e conseqüente aumento de atração de cargas positivas oriunda dos íons metálicos (SELATNIA et al., 2004). Os valores de pH entre 3 e 5 se mostraram mais satisfatórios na remoção dos íons tóxicos.

As concentrações finais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e os percentuais de remoção (%) para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  na variação do parâmetro tempo de contato (min) são apresentadas na Tabela 3. Para realização desse experimento a concentração inicial dos metais foi fixada em  $45 \text{ mg L}^{-1}$ ; pH = 3,0 (situação ótima para este parâmetro); a concentração do material sorvente em  $12 \text{ g L}^{-1}$  e vazão no sistema de  $3 \text{ L h}^{-1}$ .

**Tabela 3: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  na análise do parâmetro tempo de contato.**

Tempo de contato (min)	$\text{Ba}^{2+}$ (553,548 nm)		$\text{Pb}^{2+}$ (283,305 nm)	
	$C_f$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	%	$C_f$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	%
5,0	$18,25 \pm 0,20$	59,44	$23,05 \pm 0,08$	48,78
10,0	$20,75 \pm 0,91$	53,88	$25,65 \pm 0,16$	43,00
30,0	$11,20 \pm 0,33$	75,11	$18,40 \pm 2,04$	59,11
50,0	$8,90 \pm 0,32$	80,22	$17,40 \pm 0,46$	61,33
60,0	$6,34 \pm 0,11$	85,92	$9,89 \pm 0,35$	78,04

Podemos observar que quanto maior o tempo de contato do material sorvente maior foi o percentual de remoção dos íons metálicos. Salienta-se que outros fatores influenciam na eficiência de remoção, entre eles, granulometria, concentração do íon em solução e as propriedades do material adsorvente (OLIVEIRA, 2011).

Tempos superiores aos utilizados no trabalho resultariam em uma alta demanda energética, o que inviabilizaria seu uso prático em situações reais, visto que a redução de energia gasta é, sem dúvida, um dos principais fatores para a eficiência energética (GASPAR, 2004).

A Tabela 4 apresenta as concentrações finais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e os percentuais de remoção (%) para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  na variação do parâmetro concentração inicial do metal ( $\text{mg L}^{-1}$ ). Para esse experimento foi utilizado  $\text{pH} = 3,0$ ; o tempo de contato de 30 min; a concentração do material sorvente em  $12 \text{ g L}^{-1}$  e vazão no sistema de  $3 \text{ L h}^{-1}$ .

**Tabela 4: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  na análise do parâmetro concentração inicial do metal.**

Concentração inicial ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$\text{Ba}^{2+}$ (553,548 nm)		$\text{Pb}^{2+}$ (283,305 nm)	
	$C_f$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	%	$C_f$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	%
2,5	$0,67 \pm 0,08$	73,40	$0,85 \pm 0,08$	66,0
5,0	$1,87 \pm 0,16$	62,70	$3,12 \pm 0,012$	37,70
45,0	$11,20 \pm 0,33$	75,11	$18,40 \pm 2,04$	59,11
85,0	$26,10 \pm 0,53$	69,30	$42,85 \pm 0,59$	49,59
100,0	$25,75 \pm 0,32$	74,25	$36,59 \pm 0,33$	63,42

A análise dos dados obtidos sugere que outros fatores estão influenciando a remoção percentual dos íons potencialmente tóxicos, visto que não foi possível estabelecer uma relação direta entre as alterações nas concentrações iniciais dos metais e seu percentual de remoção ou ainda que a alteração desse fator não resulta em mudanças significativas nas condições de trabalho. Em soluções com concentrações menores de íons, espera-se que o tempo para ocorrer a saturação dos sítios ativos e consequente formação do equilíbrio seja menor aumentando a remoção percentual (ARPA et al., 2000).

As concentrações finais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e os percentuais de remoção (%) para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  na variação do parâmetro concentração do material sorvente ( $\text{g L}^{-1}$ ), com  $\text{pH} = 3,0$ ; concentração inicial dos metais foi fixada em  $45 \text{ mg L}^{-1}$ ; o tempo de contato de 30 min e vazão no sistema de  $3 \text{ L h}^{-1}$  são apresentadas na Tabela 5. Observa-se que o aumento da concentração do material sorvente, resultou em maiores percentuais de remoção para os íons analisados. Ressalta-se que a capacidade de adsorção está relacionada com a área de contato presente no material e consequentemente com as características do próprio material sorvente (AHMARUZZAMAN, 2011).

**Tabela 5: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  na análise do parâmetro concentração do material sorvente.**

Concentração do material sorvente ( $\text{g L}^{-1}$ )	$\text{Ba}^{2+}$ (553,548 nm)		$\text{Pb}^{2+}$ (283,305 nm)	
	$C_f$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	%	$C_f$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	%
2,0	$31,00 \pm 0,29$	31,11	$31,30 \pm 0,30$	30,44
8,0	$18,20 \pm 0,53$	59,56	$18,05 \pm 0,52$	59,89
12,0	$11,20 \pm 0,33$	75,11	$18,40 \pm 2,04$	59,11
16,0	$8,85 \pm 0,41$	80,33	$13,80 \pm 0,48$	69,33
24,0	$7,25 \pm 0,27$	83,89	$13,40 \pm 0,46$	70,22
32,0	$7,68 \pm 0,56$	82,93	$8,99 \pm 0,45$	80,33

As concentrações finais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e os percentuais de remoção (%) para os íons  $\text{Ba}^{2+}$  e  $\text{Pb}^{2+}$  na variação do parâmetro vazão ( $\text{L h}^{-1}$ );  $\text{pH} = 3,0$  (veja Tabela 6; concentração inicial dos metais foi

fixada em 45 mg L<sup>-1</sup>; o tempo de contato de 30 min e a concentração do material sorvente de 12 g L<sup>-1</sup>) sugerem que outros fatores estão influenciando a remoção percentual dos íons potencialmente tóxicos, visto que não foi possível estabelecer uma relação direta entre a alteração da vazão e uma mudança significativa no percentual de remoção nas condições de trabalho ou ainda que a alteração desse fator não resulta em mudanças significativas nas condições de trabalho.

Valores de vazão muito abaixo do utilizado no referido trabalho podem tornam o processo demasiadamente lento, impossibilitando sua aplicação prática, enquanto valores superiores aos utilizados também nessas análises acarretam queda acentuada na retenção desses íons, pelo não estabelecimento do equilíbrio de adsorção no reator (LIMA et al., 2008). Guinesi et al, 2007. Observou um aumento da vazão favoreceu a adsorção dos íons Cu<sup>2+</sup> frente a quitosana, pois supriu o sistema com uma quantidade elevada de íons, mantendo saturados os sítios ativos. Portanto o aumento da vazão, favoreceu em termos quantitativos a capacidade de remoção do metal pela quitosana (GUINESI et al., 2007).

**Tabela 6: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons Ba<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup> na análise do parâmetro vazão.**

Vazão (L h <sup>-1</sup> )	Ba <sup>2+</sup> (553,548 nm)		Pb <sup>2+</sup> (283,305 nm)	
	C <sub>f</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	%	C <sub>f</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	%
2,0	17,05 ± 0,06	62,11	17,89 ± 0,38	60,25
3,0	11,20 ± 0,33	75,11	18,40 ± 2,04	59,11
4,0	13,93 ± 0,37	69,06	18,15 ± 0,09	59,67
6,0	11,20 ± 0,28	75,11	18,90 ± 0,51	58,00
10,0	11,25 ± 0,45	75,00	16,70 ± 0,99	62,89
12,0	11,95 ± 0,33	73,44	14,90 ± 0,18	66,89

Para os parâmetros estudados, realizou-se o teste de aderência à normalidade de Kolmogorov-Smirnov (teste KS) e em seguida uma análise de variância (ANOVA) para verificação da significância dos parâmetros no referido estudo.

Os principais testes estatísticos presumem-se a normalidade dos dados trabalhados, fato esse verificado previamente pelo teste KS. A distribuição normal é exigida para a realização de várias inferências estatísticas, como por exemplo o Teste-t de Student, que são classificados como testes paramétricos, ou seja, exigem uma distribuição de probabilidade específica para a variável aleatória, nesse caso a distribuição normal (TORMAN et al., 2012).

O teste de Kolmogorov-Smirnov, assim como outros testes de verificação de aderência, possui em comum as verificações de hipóteses: a hipótese de nulidade é de que a variável analisada adere à distribuição normal e a hipótese alternativa de que a variável analisada não adere à distribuição normal. Essa verificação é realizada observando o valor-p e comparando-o com nível de significância adotado. Se o valor-p do referido teste for menor que o nível de significância rejeita-se a hipótese de normalidade (THODE, 2002).

Após a realização do teste de Kolmogorov, concluímos que não se pode rejeitar a hipótese nula e que as amostras se aproximam de uma distribuição normal (valor-p > α). O uso de dados que não aderem à normalidade, gera medidas de dispersão elevados e pouco confiáveis, que não auxiliam a avaliação das análises (LOPES et al., 2013). A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos na análise de variância (ANOVA) para os íons Ba<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup> nos parâmetros analisados.

Tabela 7: Análise de variância (ANOVA) para os íons Ba<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup>.

Parâmetros	Ba <sup>2+</sup>			Pb <sup>2+</sup>		
	F	Valor - p	F crítico	F	Valor - p	F crítico
pH	166,9314	1,167x10 <sup>-10</sup>	3,1058	3,4579	0,0363	3,1058
Tempo de contato	20,0177	9,18x10 <sup>-5</sup>	3,4780	4,8503	0,0195	3,4780
Concentração do metal	0,6842	0,618791	3,4780	2,4577	0,1134	3,4780
Concentração da biomassa	71,7308	1,62x10 <sup>-8</sup>	3,1058	14,7542	0,00009	3,1058
Vazão	9,0037	0,000946	3,1058	0,6279	0,6821	3,1058

A análise de variância (ANOVA) é utilizada para comparar 2 ou mais fatores ou amostras, para demonstrar a significância do parâmetro dentro do conjunto de amostras analisado, indicando, em um intervalo de confiança adotado de 95%, a influência da variável na remoção do íon metálico. Assim sendo a hipótese nula representa que a média de todos os tratamentos são iguais, ou seja, o parâmetro analisado não tem efeito significativo, evidenciando que para tratamentos distintos a mesma média estatística da variável resposta seria obtida. A hipótese alternativa representa que a média de todos os tratamentos não seriam iguais, ou seja, existe efeito de significância no parâmetro analisado que leva às médias das variáveis resposta comparadas a uma diferença estatisticamente posta para um valor de  $\alpha$  igual a 0,05 (ITO, 1980).

De acordo com os resultados encontrados na Tabela 7, podemos observar pela aceitação da hipótese de nulidade para o parâmetro concentração do metal, que não apresentou significância para a remoção de Ba<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup> no intervalo de significância de 95%. Isso aponta que os valores estudados dentro do parâmetro concentração do metal não mostraram valores de remoção estatisticamente diferentes para os dois íons metálicos.

O percentual de remoção ocasionado pelo processo de adsorção é proporcional à concentração do adsorbato, até que ocorra a saturação dos sítios ativos, porém, a alteração na quantidade de íon metálico no trabalho em pauta, não resultou em respostas estatisticamente diferentes e significativas nessa taxa de remoção.

Estudos relacionados apresentam que o aumento da concentração metálica no equilíbrio de adsorção ocasiona o aumento da capacidade de biossorção (relação de massa de metal por massa da biomassa), provocando a diminuição da eficiência de biossorção, fato esse que pode estar associado a não significância do parâmetro concentração do metal no trabalho em pauta (SANDAU et al., 1996; DA SILVA et al., 2014).

Ainda na Tabela 7, o parâmetro vazão no estudo de remoção de íons Pb<sup>2+</sup> mostrou-se não significativo, apontando que a variação da vazão entre 2 e 12 L h<sup>-1</sup> não levou a médias de remoção diferentes para a solução de chumbo. O parâmetro vazão está intimamente relacionado com o TDH do reator de leito fixo e seu valor afeta diretamente sua aplicação comercial, porém, a sua relação com o percentual de remoção dos íons Ba<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup> mostrou significância para a remoção de Ba<sup>2+</sup> e não mostrou para o Pb<sup>2+</sup>.

Essa diferença entre os íons Ba<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup> pode ser explicada por diferenças atômicas entre esses metais como, número de coordenação, raio atômico, raio do íon solvatado entre outros (FARQUHAR et al., 1997). Íons maiores podem se encaixar melhor em um sítio ativo do material sorvente que possua dois grupos funcionais distantes (HE; CHEN, 2014).

Alguns íons metálicos potencialmente tóxicos possuem melhor afinidade com materiais biossorventes do que outros e essa situação define o potencial de seletividade do grupo funcional (ABDOLALI et al., 2014).

Os parâmetros pH, tempo de contato e concentração do material sorvente, para o intervalo de confiança de 95%, são significativos, pois todos apresentaram valores de F calculados maiores que os valores de F tabelados e níveis de significância p contidos no intervalo adotado. Tais parâmetros mostram que uma variação nos seus níveis de trabalho acarreta mudanças significativas nas respostas de remoção de ambos os íons metálicos  $Ba^{2+}$  e  $Pb^{2+}$ .

Estudos realizados na área mostram que o pH é um dos fatores mais importantes no processo de remoção de íons potencialmente tóxicos, pois a carga dos sítios ativos presentes nos materiais sorventes sofre alteração com a mudança do valor de pH (PINO et al., 2006; SILVA et al., 2013).

Trabalhos encontrados na literatura demonstram a influência do tempo de contato do material sorvente com os íons metálicos presentes na solução analisada. Essa taxa de remoção é ascendente até que o sistema atinja a saturação dos sítios ativos (MELLIS; RODELLA, 2008). Em estudos realizados sobre os efeitos da concentração de material adsorvente frente ao percentual de remoção, a retirada da solução de íons potencialmente tóxicos também foi diretamente relacionada ao aumento da concentração da biomassa (MONTEIRO, 2009).

Posteriormente a aplicação da ANOVA, realizou-se a análise multivariada da variância (MANOVA), que é utilizada para analisar simultaneamente os múltiplos parâmetros de cada íon nas soluções, seguido do Teste-t de Student para rejeição ou não de uma hipótese nula, mostrando qual é cada parâmetro na amostra. A MANOVA é uma extensão de análise da ANOVA, utilizada sempre que se precisa fazer comparações de médias entre duas populações distintas. A diferença entre elas é que na MANOVA realiza-se a comparação de determinado parâmetro ou fator para duas ou mais populações. No caso deste estudo, as populações são representadas pelas soluções de íons  $Ba^{2+}$  e  $Pb^{2+}$ .

A análise MANOVA mostrou se as alterações dos valores no parâmetro diferem ou não nos diferentes grupos de íons ( $Ba^{2+}$  e  $Pb^{2+}$ ) e com isso apresentou se o parâmetro explica ou não simultaneamente uma quantidade de variação estatisticamente significativa no percentual de remoção (JOHNSON; WICHERN, 1999). Na MANOVA foram mantidas as hipóteses nulas, que indicam a igualdade das médias de remoção dos íons  $Ba^{2+}$  e  $Pb^{2+}$ , e a hipótese de diferença, em que deve existir ao menos dois tratamentos que retornam variáveis médias de remoção diferentes entre os tratamentos. A Tabela 8 apresenta os resultados obtidos na análise MANOVA para os íons  $Ba^{2+}$  e  $Pb^{2+}$  nos parâmetros analisados.

Após a análise da Tabela 8 pode-se perceber que apenas para o parâmetro pH, o valor de F calculado foi menor que o valor de F crítico (tabelado), bem como o p valor superior ao intervalo de confiança adotado para o estudo, 95%, para as interações entre amostras. Dessa forma, o indicado aponta pela não rejeição da hipótese de nulidade, o que poderia ser interpretado como um efeito não significativo para os valores de pH dentro das populações de  $Ba^{2+}$  e  $Pb^{2+}$ , o que não levaria a diferenças significativas de remoção dentro destas duas espécies. Dessa forma pode-se considerar que as médias das populações amostradas, no caso a remoção de bário e chumbo, não apresentaram diferença significativa dentro da população de bário e dentro da população de chumbo, portanto para a mesma faixa pH estudado não foram observados intervalos diferentes de remoção para cada uma das populações de  $Ba^{2+}$  e  $Pb^{2+}$ .

Estudos relatam que valores elevados de pH podem levar a complexação e precipitação de alguns metais potencialmente tóxicos, enquanto valores pH muito baixos reduzem a adsorção dos metais por meio da protonação do material, fato esse que impulsiona a determinação de um valor ótimo de pH para ser usado nas análises (NAJA; VOLESKY, 2006).

**Tabela 8: Análise multivariada da variância (MANOVA) para os íons Ba<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup>.**

Parâmetros		Ba <sup>2+</sup> e Pb <sup>2+</sup>		
		F	Valor - p	F crítico
pH	Amostras	0,394176	0,536041	4,259677
	Colunas	23,24081	1,77x10 <sup>-8</sup>	2,620654
	Interações	2,062938	0,105585	2,620654
Tempo de contato (min)	Amostras	17,40004	0,000471	4,351243
	Colunas	15,09214	7,75x10 <sup>-6</sup>	2,866082
	Interações	0,502085	0,734576	2,866082
Concentração do metal (mg L <sup>-1</sup> )	Amostras	13,24332	0,001633	4,351244
	Colunas	2,92363	0,0466947	2,866082
	Interações	0,520037	0,72202	2,866082
Concentração da biomassa (g L <sup>-1</sup> )	Amostras	6,563033	0,017115	4,259677
	Colunas	54,44363	2,58x10 <sup>-12</sup>	2,620654
	Interações	1,660874	0,182458	2,620654
Vazão (L h <sup>-1</sup> )	Amostras	8,458363	0,007708	4,259677
	Colunas	2,685629	0,045896	2,620654
	Interações	2,05948	0,106081	2,620654

Em meios fortemente ácidos, ocorre repulsão eletrostática entre os íons e a superfície do material adsorvente, acentuando o efeito competitivo. Por outro lado, em meios fortemente alcalinos o aumento da concentração de hidroxilas aumenta o número de sítios ativos de adsorção em função dos grupos orgânicos presentes na superfície do material adsorvente, favorecendo a interação com o metal (SALVADOR; LAUS; FÁVERE, 2009; MUHAMAD; DOAN; LOHI, 2010).

Os valores de F para a linha das interações, também permite afirmar que os valores calculados, para todos os parâmetros, são menores que os valores de F crítico (F tabelado), o que está completamente consonante com o que foi realizado na prática, pois foi realizado a análise em soluções unielementares, ou seja, não há interações e interferências entre as amostras de bário e chumbo, indicado pela não interação significativa entre os íons Ba<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup>. Os valores de F calculado são maiores que os valores de F crítico quando ocorre interferência ou quando temos soluções multielementares.

Da Tabela 8 também pode-se observar que para os valores de p no índice das colunas nos parâmetros concentração do metal e vazão muito se aproximaram do valor de  $\alpha$  de 0,05 e os valores de F e F crítico encontraram-se fora do intervalo de 95% de confiança. O resultado da concentração corrobora para com aquele observado na ANOVA para cada uma das espécies, indicando que a variação de tal parâmetro não mostrou valores estatisticamente diferentes de remoção para as duas populações. Já o resultado da vazão, que antes na análise ANOVA mostrou-se significativo para os íons Ba<sup>2+</sup>, mas não para os íons Pb<sup>2+</sup>, na análise MANOVA evidenciou valores de F e F crítico fora do intervalo de 95% de confiança, logo para a análise conjunta dos íons Ba<sup>2+</sup> e Pb<sup>2+</sup> o parâmetro vazão não apresentou significância.

De posse dos dados até então, o Teste-t de Student foi usado na comparação das duas médias e as variações dizem respeito as hipóteses testadas, mostrando o quanto cada valor dos parâmetros é significativo para a remoção média dentro da amostra. Concluiu-se que os parâmetros concentração inicial do metal e vazão mostraram-se não significativos para o intervalo de confiança adotado nas condições do trabalho.

#### 4 CONCLUSÕES

A fibra de coco verde foi empregada como material biossorvente para remoção dos íons  $Ba^{2+}$  e  $Pb^{2+}$ . O método alternativo é promissor pra adsorver os íons de  $Ba^{2+}$  e  $Pb^{2+}$ , em concentrações traços, em sistemas públicos de abastecimento de água. A metodologia proposta além de mitigar danos na saúde pública, também corrobora com a sustentabilidade ambiental e econômica, uma vez que a fibra de coco é um material renovável, baixo custo e abundante nacionalmente, além de constituir uma forma ambientalmente mais adequada de destino final do coco, resíduos sólidos volumosos que reduzem a vida útil dos aterros sanitários.

#### 5 AGRADECIMENTOS

Este trabalho teve financiamento da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

#### 6 REFERÊNCIAS

- Abdolali, A. et al. (2014). Typical lignocellulosic wastes and by-products for biosorption process in water and wastewater treatment: a critical review. *Bioresource technology*, v. 160, p. 57-66.
- Acheampong, M. A. et al. (2011). Biosorption of Pb (II) onto Cocos nucifera shell and Moringa oleifera seeds. *Chemical Engineering Communications*, v. 202, n. 7, p. 946-953, 2015.
- Ahmaruzzaman, m. (2011). Industrial wastes as low-cost potential adsorbents for the treatment of wastewater laden with heavy metals. *Advances in Colloid and Interface Science*, v. 166, n. 1-2, p. 36-59.
- Antunes, E. C. E. S.; Pereira, J. E. S.; Ferreira, R. L. S.; Medeiros, M. F. D.; Barros Neto. E. L. (2018). Remoção de corante têxtil utilizando a casca do abacaxi como adsorvente natural. *Holos*, v. 3, p. 81-97.
- Arpa, Ç. et al. (2000). Heavy metal removal from aquatic systems by northern Anatolian smectites. *Turkish Journal of Chemistry*, v. 24, n. 1, p. 209-215.
- Babel, S.; Kurniawan, T. A. (2004). Cr (VI) removal from synthetic wastewater using shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan. *Chemosphere*, v. 54, n. 7, p. 951-967.

- Daifullah, A. A. M. et al. (2007). Adsorption of fluoride in aqueous solutions using KMnO<sub>4</sub>-modified activated carbon derived from steam pyrolysis of rice straw. *Journal of Hazardous Materials*, v. 147, n. 1-2, p. 633-643.
- Darla, H.; Garimella, P. (2019). Biosorption of Pb (II) ions onto *Cocos nucifera* leaf powder: Application of response surface methodology. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, v. 38, n. s1, p. 118-127.
- Da Silva, J. L. B. C. et al. (2014). Bioadsorção de metais pesados: Uma revisão. *Revista Saúde & Ciência Online*, v. 3, n. 3, p. 137-149.
- De Sá Costa, H. P. et al. (2021). Application of alginate extraction residue for Al (III) ions biosorption: A complete batch system evaluation. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-15.
- Dursun, G. et al. (2005). Adsorption of phenol from solutions by using carbonised beet pulp. *Journal of Hazardous Materials*, v. 125, n. 1-3, p. 175-182.
- El-Amier, Y. A. et al. (2021). Optimizing the biosorption behavior of *Ludwigia stolonifera* in the removal of lead and chromium metal ions from synthetic wastewater. *Sustainability*, v. 13, n. 11, p. 6390.
- Farooq, U. et al. (2010). Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents: a review of the recent literature. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 14, p. 5043-5053.
- Farquhar, m. i. et al. (1997). Experimental studies of the interaction of aqueous metal cations with mineral substrates: Lead, cadmium and copper with perthitic feldspar, muscovite and biotite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 61, n. 15, p. 3051-3054.
- Ferreira, J. M. et al. (2007). Estudo do equilíbrio e cinética da bioadsorção do Pb<sup>2+</sup> por *Saccharomyces cerevisiae*. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1188.
- Ferreira, D. C. et al. (2012). Bioadsorção de chumbo e níquel pelas fibras do *Cocos Nucifera* L. *Fazem em Revista*, v. 1, n. 9, p. 64-68.
- Gaspar, A. T. F. S. (2003). Bioadsorção de cromo em algas marinhas utilizando coluna extratora. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Estadual de Campinas. Brasil.
- George, A. M.; Tembhurkar, A. R. (2019). Analysis of equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters for biosorption of fluoride from water onto coconut (*Cocos nucifera* Linn) root developed adsorbent. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, v. 27, n. 1, p. 92-99.
- Getachew, T. et al. (2015). Defluoridation of water by activated carbon prepared from banana (*Musa paradisiaca*) peel and coffee (*Coffea arabica*) husk. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 12, n. 6, p. 1857-1866.
- Girish, C. R. et al. (2012). Adsorption of phenol from wastewater using locally available adsorbents. *Journal of Environmental and Development*, v. 6, n. 3A, p. 763-772.
- Golveia, J. et al. (2021). Utilization of the corncob agro-industrial residue as a potential adsorbent in the biosorption of Bisphenol-A. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 32, n. 7, p. 1396-1404.
- Guinesi, L. S. et al. (2007). Adsorção de íons cobre (II) pela quitosana usando coluna em sistema sob fluxo hidrodinâmico. *Química Nova*, v. 30, n. 4, p. 809-814.
- Hameed, B. H. et al. (2007). Adsorption of methylene blue onto bamboo-based activated carbon: kinetics and equilibrium studies. *Journal of Hazardous Materials*, v. 141, n. 3, p. 819-825.

- He, J.; Chen, J. P. (2014). A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: Materials, performances, chemistry, and modeling simulations tools. *Bioresource Technology*, v. 160, p. 67-78.
- Heilmann, M. et al. (2021). Towards rare earth element recovery from wastewaters: Biosorption using phototropic organisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 105, p. 5229-5239.
- Hymavathi, D.; Prabhakar, g. (2017). Optimization, equilibrium and kinect studies of adsorptive removal of cobalt (II) from aqueous solutions using *Cocos nucifera* L. *Chemical Engineering Communications*, v. 204, n. 9; p. 1094-1104.
- Ito, P. K. Robustness of anova and manova test procedures. (1980). *Handbook of statistics*, v. 1, p. 199-236.
- Jaafer, A. et al. (2021). Optimization of cádmium ions biosorption by fish scale from aqueous solutions using factorial design analysis and Monte Carlo simulation studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 1, p. 130545.
- Johnson, R. A.; Wichern, D. W. (1999). *Applied multivariate statistical analysis*. 4. ed. New Jersey: Prentice Hall.
- Krika, F. et al. (2021). Impact of NaOH-surface treatment on emerging pollutant biosorption performance using marine alga. *Posidonia Oceanica, Global NEST Journal*, v. 23, n. 1, p. 127-136.
- Lakshmi, S. et al. (2021). Biosorption of oxybenzene using biosorbent prepared by raw wastes of *Zea mays* and comparative study by using commercially available activated carbon. *Saudi Journal of Biological Sciences*, v. 28, p. 3469-3476.
- Lima, R. M. G. de et al. (2008). Remoção dos íons amônio de águas produzidas na exploração de petróleo em áreas offshore por adsorção em clinoptilolita. *Química Nova*, v. 31, n. 5, p. 1237-1242, 2008.
- Lopes, M. M. et al. (2013). Utilização dos testes de estatísticos de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk para verificação da normalidade para materiais de pavimentação. *Transportes*, v. 21, n. 1, p. 59-66.
- Mellis, E. V.; Rodella, A. A. (2008). Influência do tempo de agitação na adsorção de Cd, Cu, Ni e Zn em Latossolo tratado com lodo de esgoto. *Bragantia*, v. 67, n. 4, p. 977-982.
- Monteiro, R. A. et al. (2009). Avaliação do potencial de adsorção de U, Th, Pb, Zn e Ni pelas fibras de coco. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. Brasil.
- Muhamad, H.; Doan, H.; Lohi, A. (2010). Batch and continuous fixed-bed column biosorption of Cd<sup>2+</sup> and Cu<sup>2+</sup>. *Chemical Engineering Journal*, v. 158, p. 369-377.
- Naja, G.; Volesky, B. (2006). Behavior of the mass transfer zone in a biosorption column. *Chemical Engineering Journal*, v. 40, p. 3996-4003.
- Oliveira, S. A. (2011). Estudo de adsorção de metais pesados em zeólitas para fins de uso em barreira reativa. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Brasil.
- Paz, J. E. M.; Garnica, A. I. C.; Curbelo, F. D. S. (2018). Estudo da adsorção de chumbo utilizando como adsorvente bagaço de cana-de-açúcar ativado. *Holos*, v. 9, p. 3-18.
- Pino, G. H et al. (2006). Biosorption of cadmium by green coconut shell powder. *Minerals Engineering*, v. 19, n. 1, p. 380-387.



- Pino, G. H.; Torem, M. L. (2011). Aspectos fundamentais da biossorção de metais não ferrosos- estudo de caso. *Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração*, v. 8, n. 1.
- Rengaraj, S. et al. (2002). Agricultural solid waste for the removal of organics: Adsorption of phenol from water and wastewater by palm seed coat activated carbon. *Waste Management*, v. 22, n. 5, p. 543-548.
- Rosa, M. de F. et al. (2001). Caracterização do pó da casca de coco verde usado como substrato agrícola. *Embrapa Agroindústria Tropical – Comunicado Técnico (INFOTECA-E)*, p. 6.
- Salvador, G.; Laurs, R.; Fávere, V. T. (2009). Adsorção de Cu (II) pela casca de coco verde condicionada com solução de NaOH. XVII Encontro de Química da Região Sul (17ª SBQ Sul). Rio Grande do Sul. Brasil.
- Sandau, E. et al. (1996). Heavy metal sorption by marine algae and algal by-products. *Acta biotecnológica*, v. 16, n. 2-3, p. 103-119.
- Santhosh, C. et al. (2017). Removal of cationic and anionic heavy metals from water by 1D and 2D-carbon structures decorated with magnetic nanoparticles. *Scientific Reports*, v. 7, n. 1, p. 1-11.
- Selatnia, A. et al. (2004). Biosorption of Cd<sup>2+</sup> from aqueous solution by a NaOH-treated bacterial dead *Streptomyces Rimosus* biomass. *Hydrometallurgy*, v. 75, n. 1-4, p. 11-24.
- Sheikh, Z. et al. (2021). Potential application of *Allium Cepa* seeds as a novel biosorbent for efficient biosorption of heavy metals ions from aqueous solution. *Chemosphere*, v. 279, p. 130545.
- Thode, H. C. (2002). *Testing for normality*. 1. ed. New York: Marcel Dekker.
- Torman, V. B. L. et al. (2012). Normalidade de variáveis: Métodos de verificação e comparação de alguns testes não-parâmetros por simulação. *Revista HCPA*, v. 32, n. 2, p. 227-234.
- Tseng, R. L. Et al. (2005). Pore structure and adsorption performance of the KOH-activated carbons prepared from corncob. *Journal of Colloids and Interface Science*, v. 287, n. 2, p. 428-437.

## HOW TO CITE THIS ARTICLE

Borges Canelhas, B. ., DE CAMPOS, A., Carneiro Ferreira, D., Carvalho Rocha, V., Poletto, C., DE SOUZA INÁCIO GONÇALVES, J. C., & Sérgio da Luz, M. (2023). DESENVOLVIMENTO E ANÁLISE DE UM MÉTODO ALTERNATIVO PARA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS DA ÁGUA EMPREGANDO MATERIAIS SORVENTES . *HOLOS*, 5(39). <https://doi.org/10.15628/holos.2023.16377>

## ABOUT THE AUTHORS

### B. B. CANELHAS

Possui graduação em Química, mestrado e doutorado em Química pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU) e doutorado em Química pela Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM). Professor do Instituto Federal do Triângulo Mineiro (IFTM).

E-mail: [brunno@iftm.edu.br](mailto:brunno@iftm.edu.br)

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-2149-5757>



**A. CAMPOS**

Possui graduação em Física, mestrado em Física pela Universidade Estadual de Londrina e doutorado em Física pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Professora do Instituto de Ciências Exatas e Tecnológicas (ICTE/UFTM).

E-mail: ariana.campos@uftm.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-3342-4777>

**D. C. FERREIRA**

Possui graduação em Química, mestrado e doutorado em Química pela Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Professor do Instituto de Ciências Exatas e Tecnológicas (ICTE/UFTM).

E-mail: deusmaque.ferreira@uftm.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-9338-0863>

**V. C. ROCHA**

Possui graduação em Engenharia Ambiental, mestrado e doutorado em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP). Professor do Instituto de Ciências Exatas e Tecnológicas (ICTE/UFTM).

E-mail: vinicius.rocha@uftm.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-4683-5738>

**C. POLETO**

Possui graduação em Engenharia Civil, mestrado e doutorado em Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Professor do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS).

E-mail: cristiano.poleto@ufrgs.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-7376-1634>

**J. C. S. I. GONÇALVES**

Possui graduação em engenharia ambiental, mestrado e doutorado em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP). Professor do Instituto de Ciências Exatas e Tecnológicas (ICTE/UFTM).

E-mail: julio.goncalves@uftm.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-5584-5527>

**M. S. LUZ**

Graduado em Engenharia Química, mestre e doutor em Engenharia de Materiais pela Universidade de São Paulo (USP). Professor do Instituto de Ciências Exatas e Tecnológicas (ICTE/UFTM).

E-mail: mario.luz@uftm.edu.br

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0003-1226-9480>

**Editor:** Francinaide de Lima Silva Nascimento

**Ad Hoc Reviewer:** Diego Andrade Lemos e Maria Cristina de Almeida Silva



Submitted November 2, 2023

Accepted December 1, 2023

Published December 18, 2023

