



ADSORÇÃO DO CORANTE AZUL DE METILENO A PARTIR DE LODO DE INDÚSTRIA CERVEJEIRA ATIVADO TÉRMICAMENTE

Jacqueline A. dos Santos¹; Yasmim S. da Conceição¹; Willken B. S. Almeida¹; Renato S. Rodrigues¹; Maria E. F. Alves e Ossalin de Almeida¹.

1 - Universidade Federal do Pará.
jacque.as03@gmail.com

Palavras-Chave: Efluente, remediação ambiental, adsorventes.

Introdução

A poluição dos recursos hídricos tornou-se um sério problema público e ambiental devido a importância da água para a manutenção da vida. Observa-se o crescimento da preocupação ambiental quanto à proteção desse recurso, evidenciado no Brasil pela criação da resolução CONAMA N° 430 de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2011).

Dentre as indústrias que utilizam grandes quantidades de água em suas atividades, e, conseqüentemente geram altas quantidades de efluentes a serem tratados, encontra-se a indústria cervejeira. Durante o tratamento das águas residuais pelos métodos tradicionais ocorre a geração de subprodutos sólidos, tais como o lodo de esgoto, o qual é constituído principalmente por substâncias orgânicas, os nutrientes fósforo e nitrogênio, e substâncias nocivas, tais como patógenos e metais pesados (WIECHMANN et al., 2013).

O gerenciamento do lodo apresenta-se como uma atividade onerosa e um desafio para as estações de tratamento de efluentes. Em uma indústria cervejeira localizada na região metropolitana de Belém (PA), a gestão do lodo constitui grande parte dos custos relacionados a operação de sua Estação de Tratamentos de Efluentes Industriais (ETDI). Atualmente a empresa busca alternativas mais sustentáveis para a destinação desse resíduo, em detrimento da destinação em aterros sanitários.

Dentre as formas mais comuns de reutilização desse resíduo encontram-se a aplicação em solos e o uso na agricultura. As duas primeiras opções, apesar de interessantes, apresentam restrições impostas por legislações ambientais quanto à presença de organismos patógenos e metais pesados, limitando a aplicação de lodos provenientes do tratamento de efluentes de atividades industriais, por exemplo.

Por isso, torna-se importante o estudo de outras alternativas para a sua reciclagem. Dentre elas encontra-se a produção de materiais adsorventes, devido à natureza carbonácea do lodo de esgoto, os quais tem sido testado para a remoção de antibióticos, metais e corantes, dentre eles o azul de metileno (AM) (SMITH, 2009; XU, YANG e SPINOSA, 2015).

Dessa forma, este trabalho buscou avaliar a utilização de lodo físico-químico de cervejaria tratado termicamente como adsorvente, testando-se a remoção do corante AM. Além disso, caracterizar o lodo físico-químico terciário de cervejaria por meio das análises imediatas



(teor de umidade, voláteis, carbono fixo e cinzas), pH, Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Espectroscopia de raios-X por dispersão de energia (EDX).

Materiais e Métodos

Neste estudo foi utilizado como matéria-prima o lodo físico-químico terciário da Estação de Tratamento de Dejetos Industriais (ETDI) de uma cervejaria localizada na região metropolitana de Belém-PA, coletado após a etapa de adensamento do lodo.

Umidade, voláteis, cinzas e carbono fixo

A determinação do teor de umidade foi realizada em estufa a 105 ± 5 °C, até peso constante, método 935.29 da AOAC (2002). O teor de voláteis foi realizado conforme a norma ASTM D 3175-07 (2004), que foram adaptadas para análise em forno. A determinação de cinzas foi realizada por incineração da amostra em forno mufla, a 550 °C, norma ASTM D 3174-04 (2007). A quantidade de carbono fixo foi realizada com o método ASTM D6316-09 (1993).

Determinação do Potencial Hidrogeniônico (pH)

A determinação do pH foi realizada de acordo com método 945.10 da AOAC (1997). O pH foi determinado por leitura direta em um pHmetro digital.

Tratamento Químico

O lodo (seco a $T = 105 \pm 5$ °C até peso constante – amostra LNT) foi tratado com solução de ácido clorídrico (HCl) 0,25 mol. L⁻¹, 1:10 (m/v). A mistura foi submetida à agitação ($T = 30$ °C, 150 rpm e $t = 3$ h). Em seguida, o material foi filtrado e seco em estufa ($T = 105 \pm 5$ °C, $t = 24$ h).

Preparação do Material Adsorvente

Os materiais adsorventes foram tratados termicamente em forno tipo mufla, com restrição de oxigênio, ($T = 400$ °C e $t = 2$ h), sendo denominado L400 e LRC400, este último, recoberto com sacarose proveniente de açúcar comercial, para formar três monocamadas teóricas. A relação de carbono utilizada foi de 0,4208 g. mol⁻¹, referente a 1 g. mol⁻¹ de sacarose e o percentual de massa de sacarose utilizada para as três monocamadas foi de 10,05 %.

Determinação do pH do ponto de carga zero (pH_{PCZ})

O pH_{PCZ} foi determinado para as amostras LNT, L400 e LRC400 de acordo com a metodologia adaptada de Van Raij e Peech (1972).

Testes de Adsorção

Para a realização dos ensaios de adsorção preparou-se uma solução de AM ($C_0 = 100$ mg. L⁻¹). As concentrações do AM no processo de adsorção foram determinadas com curva



padrão do corante de 1 a 12 mg. L⁻¹. A concentração do AM foi obtida em espectrofotômetro, a 665 nm. Os testes de adsorção foram realizados contendo 0,25 g de adsorvente e 75 mL (C₀ = 50, 75 e 100 mg. L⁻¹) do adsorvato sob agitação constante (120 rpm), T = 30, 40 e 50 °C. Com pH inicial para todos os ensaios de 7,30.

As cinéticas de adsorção do AM foram obtidas em batelada (T = 30, 40 e 50 °C), com 0,25 g dos materiais L400 e LRC400, 75 mL do adsorvato a (120 rpm) com C₀ = 50, 75 e 100 mg. L⁻¹. O pH inicial para todos os ensaios foi de 7,30. Para a determinação da concentração no tempo t (C_t) foram retiradas alíquotas (1 mL) em intervalos pré-determinados.

Os parâmetros das isotermas e cinéticos dos ensaios de adsorção foram determinados pelo ajuste dos dados com a análise de regressão. O ajuste das equações foi verificado de acordo com o coeficiente de correlação (R²), juntamente com o erro ERRSQ.

Resultados e Discussão

Análise Imediata

O pH do lodo não tratado (LNT) foi de 7,20. Os teores de umidade, voláteis, cinzas e carbono fixo foram de 49,71, 58,58, 59,58 e 18,06%, respectivamente. As concentrações de substâncias orgânicas nos lodos podem variar de 45 a 90%. A maior parte dessas substâncias compreende uma massa bacteriana composta principalmente de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre (WIECHMANN et al., 2013).

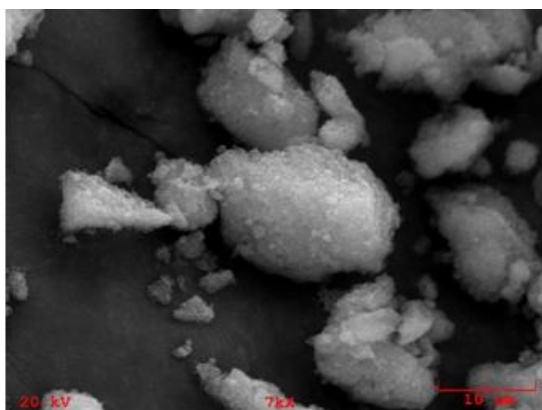
EDX

Foi observado em ambas as amostras, a presença predominante de Al₂O₃, a qual é proveniente da adição de Al₂(SO₄)₃ durante o tratamento físico-químico do efluente. A partir da comparação entre o teor de óxidos na amostra LNT e nas amostras L400 e LRC400, nota-se que o tratamento ácido com HCl proporcionou a concentração de Al₂O₃ nos adsorventes produzidos, principalmente devido à redução nos teores de CaO e SiO₂.

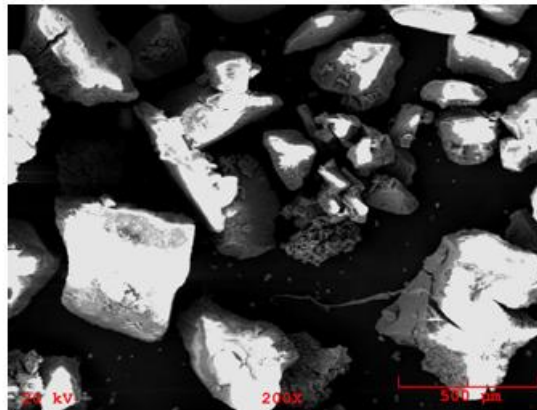
MEV

A partir das micrografias de para as amostras LNT, L400 e LRC400 (Figura 1), observa-se que a morfologia das amostras não é cristalina, apresentando-se de forma amorfa.

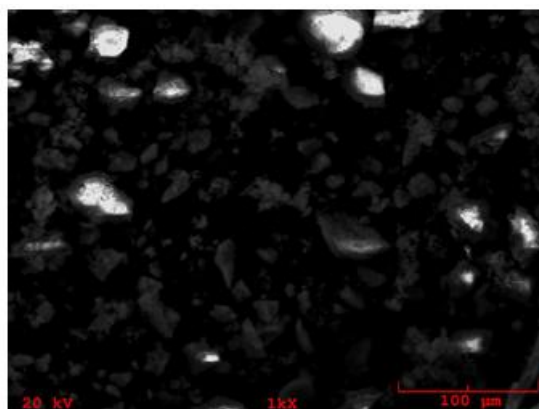
Figura 1 – Micrografias das amostras (a) LNT, (b) L400 e (c) LRC400.



a)



b)



c)

Fonte: Autoria Própria (2026).

Determinação do (pHPCZ)

O intervalo do pHPCZ foi de 7,25, 6,33 e 7,46, respectivamente, para as amostras de LNT, L400 e LRC400 (Figura 1). O efeito observado, é causado pela dissociação de íons da solução na superfície da partícula. Quando o pH for superior ao pHPCZ, o adsorvente tem carga negativa, favorecendo a adsorção de cátions, abaixo deste valor, a superfície é positiva, favorecendo a adsorção de ânions (SRIVASTA, MALL e MISHA, 2008). A adsorção do azul de metileno (corante catiônico) é favorecida em valores de pH acima do pHPCZ (Rafatullah et al., 2010; HAN, WANG e MA, 2011).

Testes de adsorção

Por meio dos valores calculados para o RL, em todos os ensaios realizados, $0 < RL < 1$, indica-se que o processo de adsorção foi favorável. Os valores de %R e q_e obtidos em todas as condições foram superiores para a amostra LRC400, indicando a melhoria na eficiência de remoção partir do processo de recobrimento da amostra com carbono. Obteve-se valor mínimo de retenção de 65,96% ($C_0 = 100 \text{ mg.L}^{-1}$; $T = 40^\circ\text{C}$) e máximo de 99,93% ($C_0 = 50 \text{ mg.L}^{-1}$; $T = 50^\circ\text{C}$) para esse adsorvente, ao passo que as amostras de L400 obtiveram percentagem de retenção máxima de 89,53% ($C_0 = 50 \text{ mg.L}^{-1}$; $T = 50^\circ\text{C}$) e mínima de 34,16% ($C_0 = 100 \text{ mg.L}^{-1}$; $T = 50^\circ\text{C}$). Tanto para a amostra L400 quanto para LRC400, a remoção foi otimizada nas



seguintes condições: C_0 igual a 50 mg.L^{-1} nas temperaturas de 30 e 50°C , nas quais as percentagens de remoção e q_e foram aproximadamente iguais.

No entanto, os valores de %R e q_e obtidos com C_0 igual a 50 e 75 mg.L^{-1} para as três temperaturas, especialmente para a amostra LRC400, que a temperatura não apresentou forte influência no processo devido à proximidade dos valores calculados para esses parâmetros. Deve-se destacar que nos ensaios realizados a 40°C os adsorventes foram regenerados, o que possivelmente explica a baixa eficiência nesta temperatura.

A remoção do corante foi superior à 30°C , apresentando maiores valores de %R e q_e , o aumento da temperatura reduziu a eficiência de remoção do corante, indicando que o processo é possivelmente exotérmico.

Em relação ao efeito da concentração inicial do soluto, nota-se a redução na eficiência da remoção com o aumento desta, devido à diminuição da %R. O mesmo comportamento foi observado por diversos autores, tais como Ertugay e Malkoc (2014), Al-Rudaini (2017) e Chen et al. (2018). Segundo Yagub et al. (2014).

As constantes dos modelos de Langmuir e Freundlich, obtidas para a adsorção AM em L400 e LRC400 em diferentes temperaturas (30, 40 e 50°C) são apresentadas na Tabela 1.

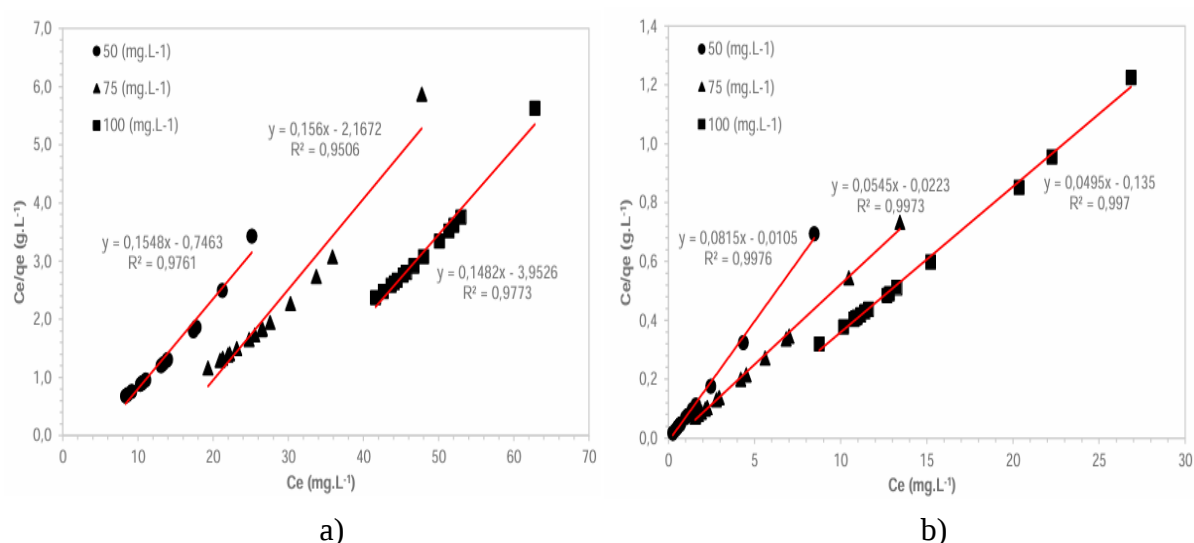
Tabela 1 – Parâmetros das Isotermas de Adsorção de Langmuir e Freundlich para adsorção de AM.

Equação	T ($^\circ\text{C}$)	Parâmetros	L400			LRC400		
			50 mg.L^{-1}	75 mg.L^{-1}	100 mg.L^{-1}	50 mg.L^{-1}	75 mg.L^{-1}	100 mg.L^{-1}
Langmuir	30	$q_{e,exp} (\text{mg.g}^{-1})$	12,29	16,61	17,5	14,61	21,89	27,35
		$q_{maxCalc} (\text{mg.g}^{-1})$	6,46	6,41	6,75	12,27	18,35	20,21
		$K_L (\text{L.mg}^{-1})$	0,2074	0,072	0,0375	7,7424	2,4393	0,3663
		R^2	0,9761	0,9506	0,9773	0,9976	0,9973	0,997
		$ERRSQ$	0,2251	0,377	0,3774	0,0256	0,0262	0,0681
	40	$q_{e,exp} (\text{mg.g}^{-1})$	9,15	12,05	11,42	14,51	19,22	19,71
		$q_{maxCalc} (\text{mg.g}^{-1})$	3,54	3,78	2,79	11,06	11,26	10,6
		$K_L (\text{L.mg}^{-1})$	0,0804	0,0406	0,021	2,3052	0,2064	0,0621
		R^2	0,9802	0,9788	0,9843	0,9958	0,9782	0,9937
		$ERRSQ$	0,3753	0,4711	0,5705	0,0565	0,1717	0,2136
	50	$q_{e,exp} (\text{mg.g}^{-1})$	13,35	15,06	10,02	14,83	21,28	21,05
		$q_{maxCalc} (\text{mg.g}^{-1})$	6,71	4,87	2,3	12,56	14,72	7,44
		$K_L (\text{L.mg}^{-1})$	0,2761	0,0451	0,0195	8,313	0,5669	0,0473
		R^2	0,9722	0,858	0,9849	0,9969	0,9926	0,9379
		$ERRSQ$	$2,47 \cdot 10^{-1}$	$4,58 \cdot 10^{-1}$	$5,94 \cdot 10^{-1}$	$2,35 \cdot 10^{-2}$	$9,50 \cdot 10^{-2}$	$4,1810^{-1}$
Freundlich	30	$K_F (\text{mg.g}^{-1})(\text{L.g}^{-1})^{1/n}$	2,32	1,37	0,95	14,16	22,93	42,62
		N	32,08	154,31	917,81	23,89	14,21	5,13
		R^2	0,9443	0,9368	0,9794	0,7658	0,8986	0,9726
	40	$K_F (\text{mg.g}^{-1})(\text{L.g}^{-1})^{1/n}$	174,56	1804,19	114325	14,85	40,23	206,3
		N	1,01	0,71	0,45	10,85	3,14	1,51
		R^2	0,9794	0,9859	0,9912	0,8616	0,9349	0,9906
	50	$K_F (\text{mg.g}^{-1})(\text{L.g}^{-1})^{1/n}$	24,84	513,32	481940	14,02	27,28	326,39
		N	2,78	0,92	0,39	33,91	5,99	1,25
		R^2	0,9408	0,8986	0,9925	0,7286	0,9139	0,9304

Fonte: Autoria própria (2026).

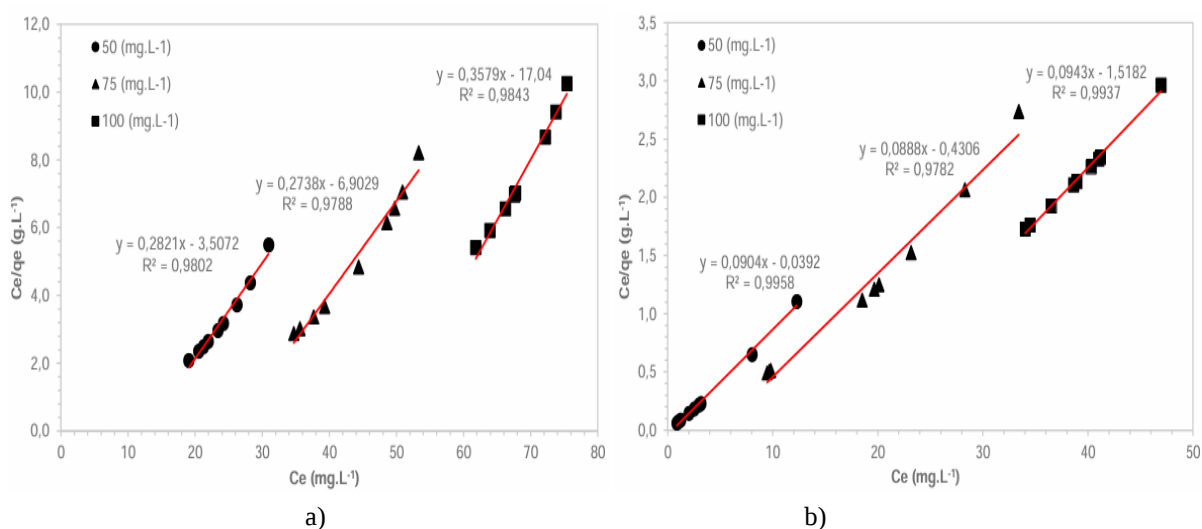
A partir dos valores de R^2 , observa-se que dentre os modelos analisados, o de Langmuir foi o que melhor se ajustou aos dados experimentais para ambos os adsorventes, um indicativo de que o comportamento do mecanismo de adsorção se aproxima mais de um processo adsorção em monocamadas. O ajuste entre os dados experimentais e o modelo de Langmuir é representado nas figuras abaixo.

Figura 2 – Isotermas de adsorção de Langmuir para o AM a 30 °C nas amostras (a) L400; (b) LRC400.



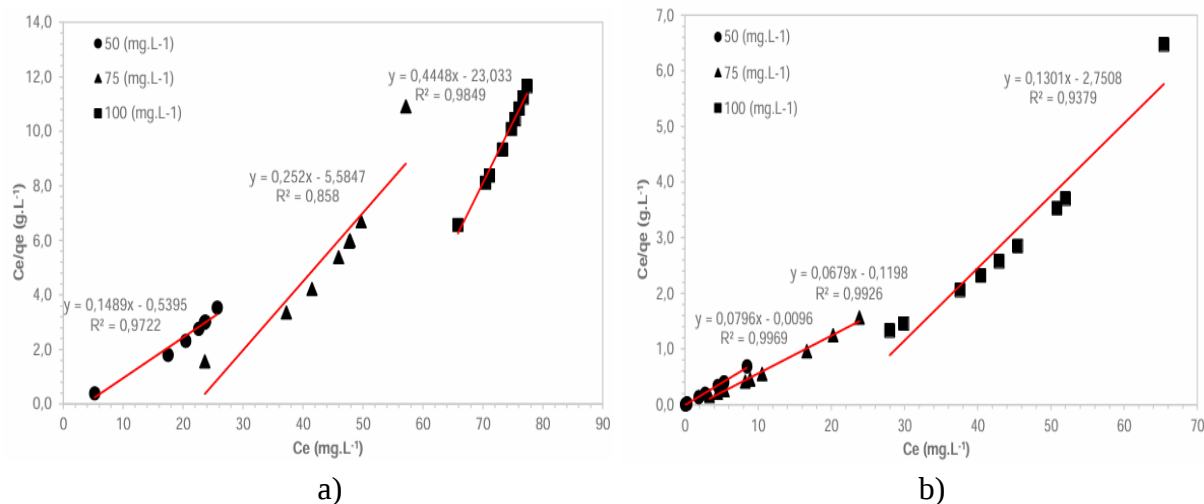
Fonte: Autoria Própria (2026).

Figura 3 – Isotermas de adsorção de Langmuir para o AM a 40 °C nas amostras (a) L400; (b) LRC400.



Fonte: Autoria Própria (2026).

Figura 4 – Isotermas de adsorção de Langmuir para o AM a 50 °C nas amostras (a) L400; (b) LRC400.



Fonte: Autoria Própria (2026).

Cinética de adsorção

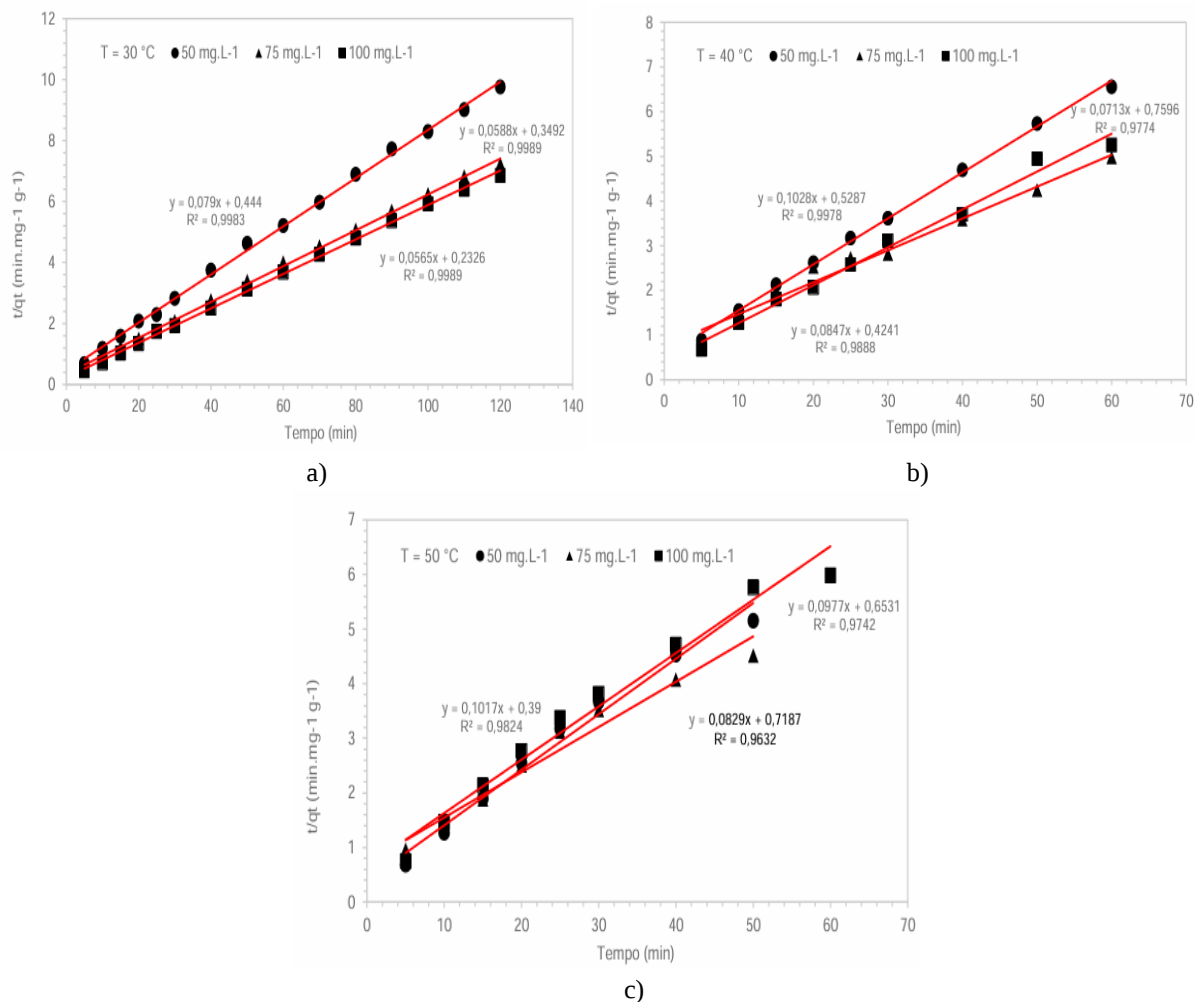
A tabela 2, apresenta os resultados experimentais de q_e e os parâmetros calculados a partir do ajuste dos modelos difusão intrapartícula e modelos de pseudo primeira ordem e pseudo-segunda ordem linearizados, para os lodos físico-químicos calcinados a 400 °C com e sem recobrimento de carbono, nas temperaturas de 30, 40 e 50 °C e concentrações iniciais de 50, 75 e 100 mg.L⁻¹.

Comparando-se os resultados cinéticos nas três temperaturas analisadas, nota-se que o modelo de quimiossorção de pseudo-segunda ordem linearizado foi o que melhor descreveu a cinética do processo de adsorção para os dois adsorventes, com os melhores valores de R^2 e ERRSQ, especialmente para a amostra LRC400, com $R^2 > 0,99$, assim como $ERRSQ < 1,23$. Em relação ao modelo de difusão intra-partícula, tem-se que o valor do parâmetro C (mg.g⁻¹) foi diferente de zero em todos os experimentos, um indicativo da presença da difusão intrafilme e de que a difusão intra-partícula não é o único mecanismo que controla a velocidade do processo (VIDAL et al; 2014).

Tabela 2 – Termodinâmica da Adsorção de AM nas amostras L400 e LRC400.

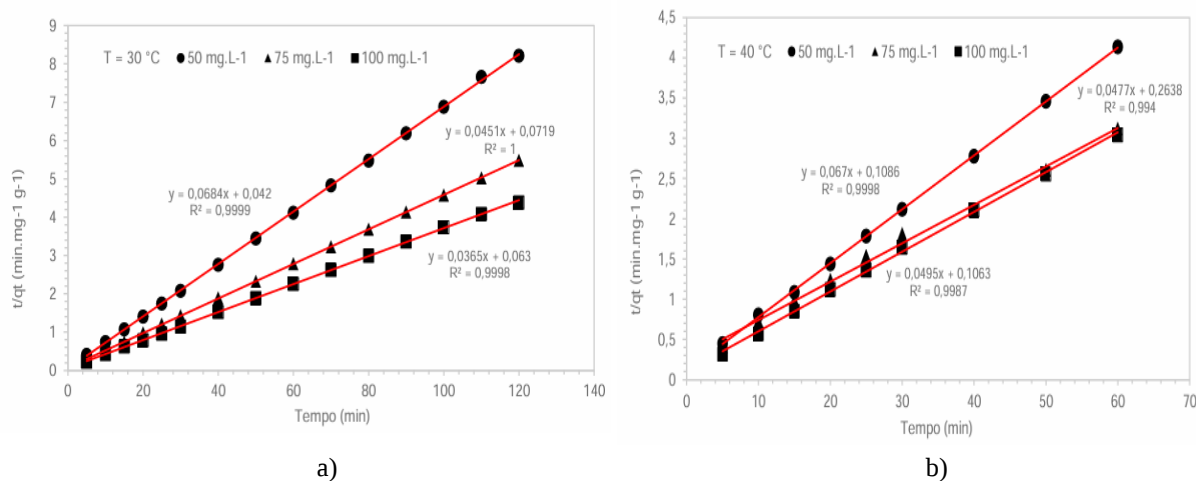


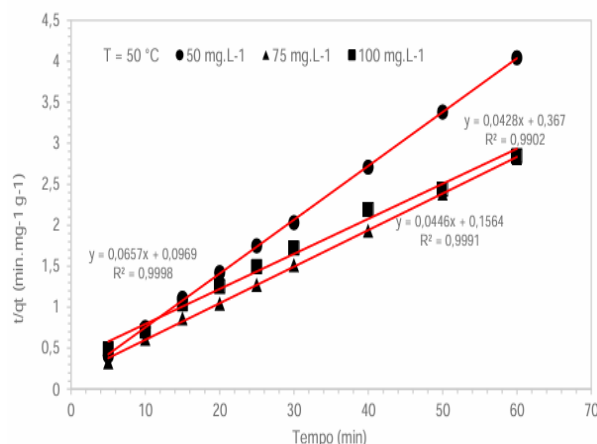
Equação	T (°C)	Parâmetros	L400			LRC400		
			50 mg.L ⁻¹	75 mg.L ⁻¹	100 mg.L ⁻¹	50 mg.L ⁻¹	75 mg.L ⁻¹	100 mg.L ⁻¹
Pseudo Primeira Ordem	30	Q _{0,exp} (mg.g ⁻¹)	12,29	16,61	17,5	14,61	21,89	27,35
		Q _{0,cal} (mg.g ⁻¹)	4,40	6,20	4,70	4,84	4,38	6,22
		k ₁ (min ⁻¹)	0,0268	0,0253	0,0230	0,1394	0,0534	0,0492
		t ^{1/2} (min)	25,88	27,42	30,16	4,97	12,97	14,10
		R ²	0,7378	0,8644	0,8624	0,3559	0,9409	0,8835
		ERRSQ	0,4117	0,3928	0,5350	0,4472	0,6399	0,5969
	40	Q _{0,exp} (mg.g ⁻¹)	9,15	12,05	11,42	14,51	19,22	19,71
		Q _{0,cal} (mg.g ⁻¹)	4,54	8,40	4,97	5,37	7,95	3,76
		k ₁ (min ⁻¹)	0,0520	0,0493	0,0395	0,0932	0,0398	0,0359
		t ^{1/2} (min)	13,34	14,07	17,56	7,44	17,41	19,31
		R ²	0,7296	0,8030	0,8523	0,5571	0,9419	0,8272
		ERRSQ	0,2538	0,0918	0,3190	0,3968	0,3438	0,6549
	50	Q _{0,exp} (mg.g ⁻¹)	13,35	15,06	10,02	14,83	21,28	21,05
		Q _{0,cal} (mg.g ⁻¹)	6,49	9,27	4,09	3,28	8,87	11,41
		k ₁ (min ⁻¹)	0,0097	0,0169	0,0220	0,0636	0,0636	0,0371
		t ^{1/2} (min)	71,25	41,04	31,50	10,90	10,89	18,70
		R ²	0,8576	0,9183	0,9614	0,7211	0,9614	0,9626
		ERRSQ	0,2640	0,1478	0,3502	0,6066	0,3401	0,2097
Pseudo Segunda Ordem	30	Q _{0,cal} (mg.g ⁻¹)	12,65	17,00	17,69	14,62	22,16	27,39
		k ₂ (mg.g ⁻¹ .min ⁻¹)	0,0141	0,0099	0,0137	0,1113	0,0283	0,0212
		t ^{1/2} (min)	5,62	5,94	4,12	0,61	1,59	1,73
		R ²	0,9983	0,9989	0,9989	0,9999	1,0000	0,9998
		ERRSQ	0,0009	0,0006	0,0001	0,0000	0,0002	0,0000
		Q _{0,cal} (mg.g ⁻¹)	9,73	14,03	11,8	14,93	20,96	20,21
	40	k ₂ (mg.g ⁻¹ .min ⁻¹)	0,0200	0,0067	0,0169	0,0413	0,0086	0,0230
		t ^{1/2} (min)	5,14	10,66	5,00	1,62	5,53	2,15
		R ²	0,9978	0,9774	0,9888	0,9998	0,994	0,9987
		ERRSQ	0,0040	0,0270	0,0011	0,0008	0,0082	0,0006
		Q _{0,cal} (mg.g ⁻¹)	12,71	15,81	10,23	15,23	22,42	23,38
		k ₂ (mg.g ⁻¹ .min ⁻¹)	0,0076	0,0037	0,0146	0,0445	0,0127	0,0050
	50	t ^{1/2} (min)	10,42	17,18	6,68	1,48	3,51	8,58
		R ²	0,9824	0,9632	0,9742	0,9998	0,9991	0,9902
		ERRSQ	0,0023	0,0025	0,0004	0,0007	0,0029	0,0123
Difusão Intra Partícula	30	K _d (mg.g ⁻¹ .min ^{-1/2})	0,4789	0,7078	0,5251	0,1653	0,3448	0,4799
		C (mg.g ⁻¹)	7,42	9,38	12	13,07	18,596	22,48
		R ²	0,8705	0,8057	0,825	0,5248	0,8338	0,7563
	40	K _d (mg.g ⁻¹ .min ^{-1/2})	0,6164	0,7021	1,1428	0,5386	1,3367	0,6274
		C (mg.g ⁻¹)	4,59	0,59	3,57	10,93	9,6532	15,03



Fonte: Autoria Própria (2026).

Figura 6 – Modelo cinético de pseudo segunda ordem para a amostra LRC400.





c)

Fonte: Autoria própria (2026).

Verifica-se o excelente ajuste entre o modelo de pseudo-segunda ordem e os dados experimentais, principalmente para a amostra LRC400, observa-se que os valores de q_e determinados por este modelo aproximam-se dos valores obtidos experimentalmente tanto para LRC400 quanto L400, principalmente para a $T = 30\text{ }^{\circ}\text{C}$, na qual as somas dos quadrados dos erros se mostraram inferiores, conforme exibido na Tabela 1.

Em relação ao efeito do processo de recobrimento com carbono realizado no LRC400, constata-se o aumento na capacidade de adsorção do azul de metileno e da velocidade do processo, evidenciados pelos valores inferiores para o tempo de meia vida ($t^{1/2}$) e superiores para q_e e k_2 em todas as temperaturas analisadas.

Termodinâmica de Adsorção

Os parâmetros termodinâmicos, variação da energia livre de Gibbs (ΔG^0), variação de entalpia (ΔH) e variação de entropia (ΔS) a diferentes temperaturas (30, 40 e 50 $^{\circ}\text{C}$) são apresentados na tabela 3.

Tabela 3 – Termodinâmica da Adsorção de AM nas amostras L400 e LRC400.

Amostra	C_0 (mg.L ⁻¹)	ΔG° (kJ.mol ⁻¹)			ΔS° (kJ.mol ⁻¹)	ΔH° (kJ.mol ⁻¹)	R^2
		303,15 K	313,15 K	323,15 K			
L400	50	-0,14	-0,15	-0,15	0,24	-69,80	0,9862
	75	-0,12	-0,12	-0,12	0,20	-54,66	0,9999
	100	-0,22	-0,22	-0,23	0,37	-108,31	0,9641
LRC400	50	-0,06	-0,06	-0,06	0,10	-28,91	0,9364
	75	-0,13	-0,13	-0,14	0,22	-64,47	0,9704
	100	-0,42	-0,42	-0,43	0,68	-210,52	1,0000

Fonte: Autoria própria (2026).



Dessa forma, infere-se que o processo de adsorção do AM nas amostras L400 e LRC400 é de natureza espontânea, pois os valores obtidos para ΔG° foram negativos em todas as temperaturas. Uma vez que ΔH° é negativo e sua variação é elevada, o processo de adsorção é de natureza exotérmica e a adsorção possivelmente ocorre por quimiossorção, conforme corroborado pelo ajuste superior aos modelos de Langmuir e cinética de pseudo-segunda ordem. No entanto, é importante a realização da análise de outras análises, tais como o FTIR para a confirmar a hipótese.

Conclusões

Constatou-se que a produção de adsorventes a partir do lodo físico-químico de estação de tratamento de dejetos industriais de indústria cervejeira apresenta-se como uma alternativa interessante para o aproveitamento do lodo, pois este pode se tornar matéria-prima para outra indústria devido a eficiência de retenção obtida para o AM, agregando valor a esse material.

Observou-se que o método de ativação adotado para a produção dos adsorventes apresentou papel importante para a eficiência de adsorção, assim como a concentração inicial do corante (C_0). O aumento na eficiência de remoção do corante a partir do recobrimento do adsorvente com carbono, assim como redução da percentagem de remoção com aumento de C_0 , indicou que ocorre a saturação do adsorvente nas concentrações superiores a 50 mg.L^{-1} .

A máxima de retenção foi de 99,93% para a amostra LRC400, e para a amostra L400 a retenção máxima foi de 89,53%.

O efeito da temperatura foi menos significativo que o apresentado por esses dois parâmetros. Porém, a remoção foi favorecida na temperatura de 30°C . A termodinâmica indicou que o processo de adsorção é espontâneo e endotérmico, o que justifica os melhores resultados para a menor temperatura.

O modelo de quimiossorção de pseudo segunda ordem foi o que melhor se ajustou aos dados dos estudos cinéticos, ($R^2 > 0,96$). E o modelo de Langmuir foi o que proporcionou o melhor ajuste. A variação de entalpia foi superior a faixa estabelecida para o processo de fisiossorção. Dessa forma, pela análise de ajuste dos modelos, é possível supor que o processo de adsorção se dá por quimiossorção.

No entanto, torna-se importante a realização de outras análises, tais como a Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR), para a confirmação da hipótese e o melhor conhecimento do processo de adsorção. É importante destacar que devido a problemas no software de aquisição de dados, não foi possível apresentar neste trabalho os resultados das análises de DRX.

Agradecimentos

Os autores agradecem a utilização dos equipamentos dos Laboratórios da Faculdade de Química (FAQUI/UFPA) e ao Laboratório de Desenvolvimento e Aplicação de Novos Materiais (LADANOM/UFPA).



Referências

AL-RUDAINI, K. A. Adsorption Removal of Rhodamine-B Dye from Aqueous Solution Using Rhamnus Stone as Low Cost Adsorbent. **Journal of Al-Nahrain University Science**, v. 20, n. 1, p. 32–41, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, n. 92, p. 89, 16 maio 2011.

CHEN, T., YAN, B., XU, D. M., LI, L. L. Enhanced adsorption performance of methylene blue from aqueous solutions onto modified adsorbents prepared from sewage sludge. **Water Science and Technology**, v. 78, n. 4, p. 803-813, 2018.

ERTUGAY, N.; MALKOC, E. Adsorption isotherm, kinetic, and thermodynamic studies for methylene blue from aqueous solution by needles of pinus sylvestris L. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 23, n. 6, p. 1995–2006, 2014.

HAN, X.; WANG, W.; MA, X. Adsorption characteristics of methylene blue onto low cost biomass material lotus leaf. **Chemical Engineering Journal** v. 171, 2011.

RAFATULLAH, M.; SULAIMAN, O.; HASHIM, R.; AHMAD, A. Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 177, 70, 2010.

SMITH, S. R. Management, use, and disposal of sewage sludge. **Waste Management and Minimization**, p. 109-135, 2009.

SRIVASTA, V. C.; MALL, I. D.; MISHA, I. M. Adsorption of toxic metal ions onto activated carbon: Study of sorption behavior through characterization and kinetics. **Chemical Engineering and Processing**, v. 47, p. 1269, 2008.

VAN RAIJ, B. AND PEECH, M. Electrochemical Properties of Some Oxisols and Alfisols of the Tropics. **Soil Science Society of America Journal**, v. 36, p. 587-593, 1972. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1972.03615995003600040027x>. Acesso em: 25 ago. 2026.

VIDAL, C.B. et al. Cinética de adsorção. In: NASCIMENTO, R. F. et al. Adsorção: Aspectos teóricos e aplicações ambientais. **Fortaleza: Imprensa Universitária**, p.51-71, 2014.

WIECHMANN, B., DIENEMANN, C., KABBE, C., BRANDT, S., VOGEL, I., & ROSKOSCH, A. **Sewage sludge management in Germany**. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA), 2015. 104 p. Disponível em: <https://www.umweltbundesamt.de/en/publikationen>. Acesso em: 24 ago. 2026.



XU, GUOREN; YANG, XIN; SPINOSA, LUDOVICO. Development of sludge-based adsorbents: Preparation, characterization, utilization and its feasibility assessment. **Journal of environmental management**, v. 151, p. 221-232, 2015.

YAGUB, M. T. et al. Dye and its removal from aqueous solution by adsorption: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, n. 209, p. 172–184, 2014.