

ESTUDO DA ADSORÇÃO DOS ÍONS Fe^{2+} PELO ADSORVENTE SUPERGELTM SGC 650H

S. P. D. OLIVEIRA^{1*}, I. G. V. NOVAIS², K. C. KERBER², A. N. MÓDENES³, R.
BERGAMASCO¹, P. R. PARAÍSO¹

¹Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Engenharia Química, Programa
de Pós-graduação em Engenharia Química

²Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Graduação em Engenharia Química

³Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Programa de Pós-graduação em Engenharia
Química

*e-mail: spdoliveira@hotmailcom

RESUMO

A exposição aos metais pesados aumentou com o crescimento industrial. Tal fato tem gerado grandes preocupações, uma vez que, os metais pesados não são degradáveis e possui característica cumulativa nos organismos, ocasionando diversas doenças, podendo levar até a morte. Dentre os metais pesados, o ferro ganha destaque por ser um metal essencial ao organismo. Entretanto, em excesso é altamente prejudicial à saúde. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo o estudo da adsorção do Fe^{2+} pelo adsorvente SupergelTM SGC 650H. Para tanto, avaliou-se o pH_{pcz} do adsorvente, as melhores condições de pH e temperatura do processo, além do estudo da cinética e do equilíbrio da adsorção do Fe^{2+} . Os resultados mostraram que o pH_{pcz} do adsorvente foi de 2,71. O pH 3 e a temperatura de 30°C foram as melhores condições para a adsorção do Fe^{2+} pelo adsorvente SupergelTM SGC 650H. No estudo da cinética de adsorção, verificou-se que o tempo de equilíbrio foi de 120 min, e o modelo cinético de pseudo-primeira ordem foi o que melhor representou os dados cinéticos experimentais. No estudo de equilíbrio, a isoterma de Langmuir foi a que melhor se ajustou aos dados de equilíbrio experimentais, com $q_{\text{max}} = 78,09 \text{ mg g}^{-1}$. Os resultados obtidos mostram que o adsorvente SupergelTM SGC 650H tem grande potencial para ser utilizado em sistemas de tratamento visando a remoção do íon Fe^{2+} .

1 INTRODUÇÃO

A exposição ambiental aos metais pesados aumentou consideravelmente após o processo de industrialização. As principais fontes poluidoras são de origens antrópicas, tais como mineração, combustão de combustíveis fósseis, atividades industriais e atividades agrícolas (JORGETTO et al., 2015).

Apesar de alguns metais pesados serem essenciais aos processos metabólicos dos organismos vivos, quando em excesso, podem se tornar potencialmente tóxicos, carcinogênicos e mutagênicos (HONG; TOKUNAGA; KAJIUCHI, 2002; SRIVASTAVA; MAJUMDER, 2008). Estes elementos não são degradáveis, por isso os danos que causam ao organismo podem

aparecer depois de um longo período de tempo (MAHMOUD et al., 2015).

Em meio aos metais essenciais aos organismos, o ferro é um dos mais importantes. Entretanto, em excesso, pode ocasionar o envelhecimento precoce, lesões hepáticas, endurecimento do fígado, cirrose e câncer no fígado.

Diversas técnicas são relatadas na literatura para remoção de metais pesados de recursos hídricos, eletrocoagulação/floculação (RINCON; LA-MOTTA, 2014; ESPINOZA-QUINONES et al., 2011); osmose inversa (CUI et al., 2014); coagulação/precipitação (GOLBAZ et al., 2014) e adsorção (MÓDENES et al., 2011a; MÓDENES et al., 2011b; PIETROBELLI et al., 2009; MÓDENES et al., 2009) são alguns exemplos.

Dentre as técnicas utilizadas para o tratamento de metais pesados em águas residuais, a adsorção é uma alternativa promissora devido à facilidade de manuseio, baixo custo, alta eficiência para a remoção de metais em soluções com baixas concentrações e não oferece ameaça secundária de contaminação (MA et al., 2015).

Neste sentido, este trabalho teve por objetivo avaliar o processo de adsorção dos íons Fe^{2+} pelo adsorvente SupergelTM SGC 650H.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Adsorvente

O adsorvente utilizado foi a resina catiônica SupergelTM SGC 650H, fabricada por Purolite[®] Resinas de Troca Iônica. As especificações do adsorvente estão expostas na Tabela 1.

Antes de ser utilizado nos experimentos, o adsorvente foi seco em estufa (Cienlab) a 50°C até obtenção de massa constante, aproximadamente 6h.

Tabela 1 - Especificações resina catiônica SupergelTM SGC 650H.

Forma iônica	H^+
Matriz	Gel de poliestireno divinilbenzeno
Grupo funcional	Ácido sulfônico
Diâmetro médio de partícula	$650 \pm 50 \mu\text{m}$
Densidade da partícula na forma H^+	$1,21 \text{ g mL}^{-1}$

Fonte: Purolite[®] (2015).

2.2 Soluções de íons Fe^{2+} e Procedimento Analítico

Para a realização dos experimentos em sistema fechado e batelada foram preparadas soluções de ferro (dissolução em água destilada) a partir do sal sulfato de ferro II ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) com grau analítico.

A concentração de Fe^{2+} em solução foi quantificada utilizando o espectrofotômetro de absorção atômica (AAS), modelo Perkinelmer[®] AAnalyst 700 com lâmpada de Fe operando no comprimento de onda de 248,3 nm. A curva de calibração do equipamento foi feita a partir da solução padrão de ferro ($1000 \text{ mg mg L}^{-1}$, Grupo Química) com concentrações na faixa de 0 a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Após cada teste a solução de Fe^{2+} foi separada do adsorvente com membrana de $0,45 \mu\text{m}$, usando-se um sistema de filtração a vácuo.

2.3 Determinação do Ponto de Carga Zero do Adsorvente SupergelTM SGC 650H

A avaliação do ponto de carga zero (pH_{PCZ}) do adsorvente SupergelTM SGC 650H foi realizada utilizando o método de titulação de massas (SANTOS et al., 2008). Para tanto, 50 mL de soluções aquosas de NaCl $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, preparadas sob diferentes valores de pH inicial, foram colocados em

contato com 100 mg do adsorvente. As soluções de NaCl foram preparadas na faixa de pH 2 a 12, com adição de soluções de NaOH 0,01 mol L⁻¹ e HCl 0,01 mol L⁻¹. Após 48 h de contato, foram medidos os valores do pH de equilíbrio das amostras.

2.4 Experimentos Preliminares

2.4.1 Avaliação do Efeito do pH

Para avaliar o efeito do pH, foram preparadas soluções de Fe²⁺ com pH inicial de 2, 3, 4 e 5, ajustados com solução de HCl 1 mol L⁻¹. Um volume de 50 mL de solução (C₀=100 mg L⁻¹) foi adicionado a 0,01 g de adsorvente. Os experimentos foram realizados em 30°C e velocidade de agitação de 100 rpm, por um período de 24 h. No final do teste foram medidos o pH de cada solução. A concentração de Fe²⁺ na fase sólida foi calculada por meio de um balanço de massa representado pela Equação 1.

$$q_e = \frac{V(C_0 - C_e)}{m} \quad (1)$$

2.4.2 Avaliação do Efeito da Temperatura

Na avaliação do efeito da temperatura, um volume de 50 mL de solução de Fe²⁺ (C₀=100 mg L⁻¹ e pH 3) foi adicionado a 0,01 g de adsorvente. Os experimentos foram realizados a 100 rpm nas temperaturas de 30, 40 e 50°C, por um período de 24 h. A concentração de Fe²⁺ na fase sólida foi calculada pela Equação 1.

2.5 Experimentos Cinéticos

No estudo da cinética de adsorção do Fe²⁺, um volume de 50 mL de solução (C₀=100 mg L⁻¹) foi adicionado a 0,1 g de adsorvente. A mistura foi mantida sob agitação constante de 100 rpm, pH 3 e temperatura de 30°C. As amostras foram retiradas em intervalos de tempo predefinidos.

A concentração de Fe²⁺ na fase sólida foi calculada pela Equação 2.

$$q_t = \frac{V(C_0 - C)}{m} \quad (2)$$

2.6 Experimentos de Equilíbrio

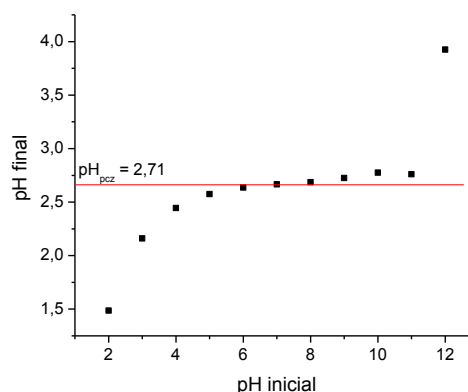
Para avaliação do equilíbrio de adsorção, 50 mL de solução de Fe²⁺ (C₀=100 mg L⁻¹) foram adicionados a uma quantidade de adsorvente com a massa variando de 0,01 a 0,35 g de adsorvente. A mistura foi mantida sob agitação constante de 100 rpm, pH 3 e temperatura de 30°C por um período de 4 h.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Determinação do Ponto de Carga Zero do Adsorvente SupergelTM SGC 650H

O ponto de carga zero (PCZ) foi determinado quando o pH final da solução é constante. Pela análise da Figura 1 é possível verificar que o pH_{pcz} do adsorvente SupergelTM SGC 750H é, aproximadamente, 2,71.

Figura 1 – Gráfico para determinação do PCZ do adsorvente SupergelTM SGC 650H



Para pHs abaixo do PCZ a carga superficial líquida do adsorvente é positiva, favorecendo a adsorção de compostos aniônicos. Já para pHs acima do PCZ a carga

superficial líquida do adsorvente é negativa, favorecendo a adsorção dos compostos catiônicos (TAGLIAFERRO et al., 2011). Como o ferro apresenta carga positiva, nesse estudo $2+$, espera-se que a melhor remoção desse elemento aconteça para pHs maiores que o PCZ (2,71).

3.2 Avaliação do Efeito do pH

Os resultados obtidos na avaliação do efeito do pH estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Capacidade de adsorção do Fe^{2+} em função do pH.

pH _{inicial}	pH _{final}	Capacidade de adsorção (mg g ⁻¹)
2,00	1,94	70
3,00	2,87	139
4,00	3,38	101
5,00	3,54	19

Verifica-se pela Tabela 2 que o pH final da solução é menor que o pH inicial. Isto aconteceu porque o adsorvente utilizado, SupergelTM SGC 650H, é caracterizado como fortemente ácido, contribuindo com redução do pH do meio. Também pode ser observado, dentre os pHs estudados, que o pH 3 foi o que melhor favoreceu o processo de adsorção dos íons Fe^{2+} , apresentando capacidade de adsorção de 139 mg g⁻¹. O pH 3 encontra-se ligeiramente acima do PCZ (2,71), indicando que o adsorvente encontra-se carregado negativamente, o que favorece a adsorção de compostos catiônicos.

O pH é um dos parâmetros mais importante no processo de adsorção, pois ele controla a capacidade de adsorção devido a sua influência tanto na ionização/dissociação, como nas características químicas dos metais pesados: hidrólise, complexação por ligantes orgânicos e/ou inorgânicos, reações redox, e precipitação do metal. Além de influenciar fortemente a especiação do metal e as cargas superficiais do adsorvente (SEKAR;

SAKTHI; RENGARAJ, 2004; YU et al., 2015; COTORUELO et al., 2010).

3.3 Avaliação do Efeito da Temperatura

Os resultados obtidos estão expostos na Tabela 3.

Tabela 3 - Capacidade de adsorção do Fe^{2+} em função da temperatura.

Temperatura (°C)	Capacidade de adsorção (mg g ⁻¹)
30	139
40	84
50	110

De acordo com a Tabela 3, dentre as temperaturas avaliadas, a temperatura de 30°C foi a que melhor favoreceu o processo de adsorção do Fe^{2+} pelo adsorvente SupergelTM SGC 650H, com uma capacidade de adsorção de 139 mg g⁻¹. Módenes et al.(2011b), também observaram, na temperatura de 30°C, maior remoção de íons metálicos (Zn^{2+} e Cd^{2+}) em *Eichhornia crassipes*.

3.4 Cinética de adsorção

Na avaliação dos dados cinéticos foram utilizadas as equações de Lagergren e Ho. A equação de Lagergren descreve a taxa de adsorção em função da capacidade de adsorção. A equação de Ho inclui a quimissorção.

O modelo de pseudoprimeira ordem descrito por Lagergren (1898) é apresentado na Equação 3.

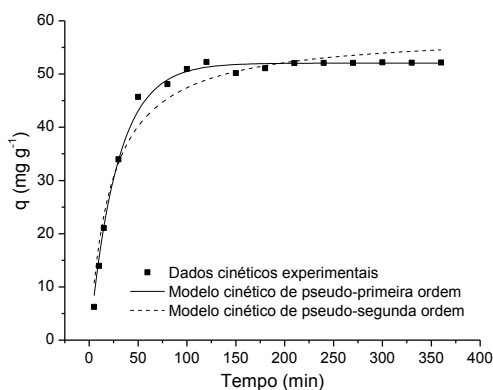
$$\frac{dq(t)}{dt} = k_1 q_e - q(t) \quad (3)$$

O modelo de pseudossegunda ordem, segundo Ho & McKay (1998), está apresentado na Equação 4.

$$\frac{dq(t)}{dt} = k_2 q_e - q(t)^2 \quad (4)$$

Os resultados cinéticos experimentais, bem como os ajustes dos modelos cinéticos de pseudoprimeira ordem e pseudossegunda ordem estão expostos na Figura 2.

Figura 2 – Ajuste dos modelos cinéticos aos dados de adsorção do Fe^{2+} pelo adsorvente SupergelTM SGC 650H. Condições: 0,1 g de adsorvente, 100 rpm e 30°C.



Pela análise da Figura 2 é possível observar que o equilíbrio entre as fases líquida e sólida foi atingido em 120 min.

Os valores dos parâmetros estimados dos modelos cinético de adsorção aos dados experimentais de adsorção do Fe^{2+} pelo adsorvente SupergelTM SGC 650H estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Valores dos parâmetros estimados dos modelos cinéticos aos dados experimentais de adsorção do Fe^{2+} .

Modelo cinético	Parâmetros	Valores
Pseudo 1ª ordem	q_e (mg g ⁻¹)	52,05
	k_1 (min ⁻¹)	0,031
	r^2	0,994
Pseudo 2ª ordem	q_e (mg g ⁻¹)	57,90
	k_2 (g mg ⁻¹ min ⁻¹)	7,82
	r^2	0,963

Avaliando os valores dos coeficientes de correlação (r^2) apresentados na Tabela 4 verifica-se que o modelo cinético que melhor descreve o comportamento da cinética de adsorção do Fe^{2+} é o de pseudoprimeira ordem. Este modelo assume que a velocidade de remoção do adsorvato em função do tempo é diretamente proporcional à diferença na concentração de saturação e ao número de sítios ativos no adsorvente.

3.5 Equilíbrio de adsorção

As isotermas utilizadas neste trabalho para descrever os dados experimentais de equilíbrio de adsorção foram os modelos apresentados por Langmuir (1918), Freundlich (1906), Temkin (1939) e Toth (1971).

A isoterma de Langmuir é um modelo teórico baseado nas seguintes hipóteses: (i) a adsorção ocorre somente nos sítios ativos; (ii) não existe interação entre as moléculas adsorvidas; (iii) a adsorção ocorre em monocamada em superfície homogênea. A Equação 5 mostra a expressão que representa a isoterma de Langmuir.

$$q_e = \frac{q_{max} b C_e}{1 + b C_e} \quad (5)$$

A isoterma de Freundlich é uma equação empírica que considera a existência de uma estrutura em multicamadas, e não prevê a saturação da superfície. Está associada à adsorção sobre superfícies heterogêneas, admitindo uma distribuição exponencial de calores de adsorção. A Equação 6 mostra a expressão que representa a isoterma de Freundlich.

$$q_e = k_F C_e^{1/n} \quad (6)$$

A isoterma de Temkin é um modelo empírico baseado na adsorção em

monocamadas sobre superfícies heterogêneas. Este modelo assume que o calor de adsorção de todas as moléculas que recobrem o adsorvente diminui linearmente em função do seu recobrimento, devido a interações adsorvato-adsorvato e, a adsorção é caracterizada por uma distribuição uniforme de energias de ligação. A isoterma de Temkin é representada pela Equação 7.

$$q_e = B \ln(k_T C_e) \quad (7)$$

A isoterma de Toth é um modelo empírico derivado de um estudo de equilíbrio gás-sólido e baseado na adsorção sobre superfícies heterogêneas. Este modelo possui três parâmetros empíricos, e, assim como a isoterma de Langmuir, pode ser utilizado em equilíbrio líquido-sólido. A constante adimensional de Toth (n_T) pode assumir valores de 0 a 1, quando o seu valor é unitário, a isoterma de Toth torna-se idêntica à isoterma de Langmuir. A isoterma de Toth é representada pela Equação 8.

$$q_e = q_{\max} \left[\frac{b_T C_e}{(1 + (b_T C_e)^{n_T})^{1/n_T}} \right] \quad (8)$$

Na Tabela 5 estão expostos os valores dos parâmetros estimados dos modelos de isotermas de adsorção.

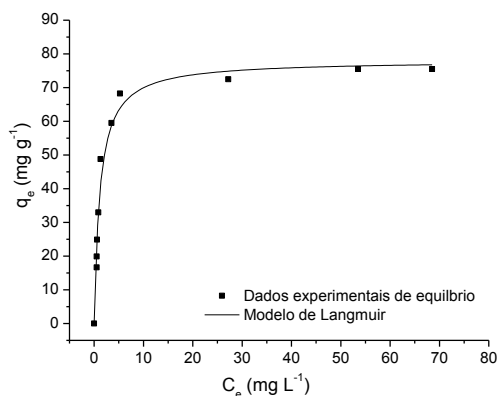
De acordo com o coeficiente de correlação, apresentado na Tabela 5, verifica-se que o modelo de isoterma de Langmuir representou melhor os dados de equilíbrio de adsorção, com uma elevada capacidade de adsorção ($q_{\max} = 78,09 \text{ mg g}^{-1}$). O coeficiente adimensional da isoterma de Toth apresentou valor unitário, tornando-a igual a isoterma de Langmuir.

Tabela 5 - Valores dos parâmetros estimados das isotermas de adsorção aos dados experimentais de adsorção do Fe^{2+} pelo adsorvente Supergel™ SGC 650H.

Isoterma	Parâmetros	Valores
Langmuir	$q_{\max} \text{ (mg g}^{-1}\text{)}$	78,09
	$b \text{ (L mg}^{-1}\text{)}$	0,859
	r^2	0,978
Freundlich	$k_F \text{ (mg g}^{-1}\text{)}$	36,37
	$1/n$	5,12
	r^2	0,831
Temkin	$k_T \text{ (L mg}^{-1}\text{)}$	21,42
	$B \text{ (mg g}^{-1}\text{)}$	11,42
	r^2	0,896
Toth	$q_{\max} \text{ (mg g}^{-1}\text{)}$	78,09
	$b_T \text{ (L mg}^{-1}\text{)}$	0,859
	n_T	1
	r^2	0,978

A Figura 3 mostra o ajuste da isoterma de Langmuir aos dados experimentais de equilíbrio de adsorção do Fe^{2+} pelo adsorvente Supergel™ SGC 650H.

Figura 3 – Ajuste das isotermas aos dados de adsorção do Fe^{2+} pelo adsorvente Supergel™ SGC 650H. Condições: 0,01 - 0,35 g de adsorvente, 100 rpm e 30°C.



Mohan & Chander (2001) estudaram a remoção de ferro por carvões ativados e obtiveram valores de capacidades de adsorção entre 15 e 45 mg g⁻¹. Nieto et al. (2010) avaliaram a remoção de ferro em caroço de azeitonas e obtiveram uma capacidade máxima de adsorção igual a 1,2 mg g⁻¹. Comparando esses valores de capacidade de adsorção com a obtida neste trabalho (78,09 mg g⁻¹) pode-se dizer que o adsorvente utilizado nesta pesquisa, SupergelTM SGC 650H, apresenta grande potencial para remoção de íons férricos de efluentes industriais.

4 CONCLUSÃO

O estudo do ponto de carga zero do adsorvente SupergelTM SGC 650H mostrou que em pH 2,71 a superfície do adsorvente encontra-se nula. Enquanto que para pHs menores que esse valor o adsorvente possui carga líquida positiva e para pHs maiores o adsorvente possui carga líquida negativa, favorecendo a adsorção de compostos aniônicos e catiônicos, respectivamente.

O estudo do processo de adsorção dos íons Fe²⁺ pelo adsorvente SupergelTM SGC 650H em sistema batelada e fechado mostrou que, dentre as condições avaliadas, o pH 3 e a temperatura de 30°C foram as condições que melhor favoreceram o processo de adsorção. O modelo cinético de pseudoprimeira ordem foi o que melhor representou os dados cinéticos experimentais. E a isoterma de Langmuir foi a que melhor se ajustou aos dados de equilíbrio experimentais, com uma capacidade máxima de adsorção de 78,09 mg g⁻¹.

A elevada capacidade de adsorção do adsorvente SupergelTM SGC 650H demonstra que o mesmo possui um elevado potencial para remoção de Fe²⁺ de efluentes industriais.

$1/n$ - parâmetro ajustável de Freundlich (-);

b - constante de equilíbrio de Langmuir (L mg⁻¹);

B - constante de Temkin que relaciona o calor de adsorção com o número total de sítios (mg g⁻¹);

b_T - constante de adsorção de Toth (L mg⁻¹);

C_0 - concentração inicial de Fe²⁺ na fase líquida (mg L⁻¹);

C - concentração de Fe²⁺ na fase líquida no tempo t (mg L⁻¹);

C_e - concentração de Fe²⁺ na fase líquida no equilíbrio (mg L⁻¹);

k_F - capacidade de adsorção de Freundlich (mg L⁻¹);

k_1 - constante da taxa de adsorção do modelo pseudo-primeira ordem (min⁻¹);

k_2 - constante da taxa de adsorção do modelo pseudo-segunda ordem (g mg⁻¹ min⁻¹);

m - massa de adsorvente (g);

k_T - constante de adsorção de Temkin (L mg⁻¹);

n_T - constante adimensional de Toth (-);

pH_{pcz} - ponto de carga zero do adsorvente (-);

q_t - quantidade de íons Fe²⁺ adsorvido no tempo t (mg g⁻¹);

q_e - quantidade de íons Fe²⁺ adsorvido no equilíbrio (mg g⁻¹);

$q(t)$ - quantidade de íons Fe²⁺ adsorvido no tempo t (mg g⁻¹);

q_{max} - capacidade máxima de adsorção do adsorvente estimado pela isoterma de Langmuir (mg g⁻¹);

V - volume de solução (L).

NOMENCLATURA

REFERÊNCIAS

- CUI, Y.; GE, Q.; LIU, X. Y.; CHUNG, T. S. Novel forward osmosis process to effectively remove heavy metal ions. **Journal of Membrane Science**, v. 467 p. 188 - 194, 2014.
- COTORUELO, L. M.; MARQUÉS, M. D.; DÍAZ, F. J.; RODRÍGUEZ-MIRASOL, J.; RODRÍGUEZ, J. J.; CORDERO, T. Equilibrium and Kinetic Study of Congo Red Adsorption onto Lignin-Based Activated Carbons. **Transport in Porous Media**, v. 83, p. 573 – 590, 2010.
- ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; THEODORO, P. S.; TRIGUEIROS, D. E. G.; PALÁCIO, S. M.; BORBA, C. E.; ABUGDERAH, M. M.; KROUMOV, A. Optimization of the iron electro-coagulation process of Cr, Ni, Cu and Zn. **Separation Science and Technology**, v. 47, p. 688 - 699, 2011.
- FREUNDLICH H., Over the adsorption in solution (Über die adsorption in Lösungen), **Journal of Physical Chemistry (Zeitschrift für Physikalische Chemie)**, v. 57, p. 385-470, 1906.
- GOLBAZ, S.; JAFARI, A. J.; RAHMAN, M.; KALANTARY, R. R. Separate and simultaneous removal of phenol, chromium, and cyanide from aqueous solution by coagulation/precipitation: Mechanisms and theory. **Chemical Engineering Journal**, v. 253, p. 251 – 257, 2014.
- HO, I. S.; MCKAY, G. A comparison of chemisorption kinetic models applied to pollutant removal on various sorbents. **Trans IChemE**, v. 76, p. 332-340, 1998.
- HONG, K. J.; TOKUNAGA, S.; KAJIUCHI, T. Evaluation of remediation process with plant-derived biosurfactant for recovery of heavy metals from contaminated soils. **Chemosphere**, v. 49, n. 4, p. 379–387, 2002.
- JORGETTO, A. O.; SILVA, A. C. P.; WONDRACEKA, M. H. P.; SILVA, R. I. V.; VELINI, E. D.; SAEKI, M. J.; PEDROSA, V. A.; CASTRO, G. R. Multilayer adsorption of Cu(II) and Cd(II) over Brazilian Orchid Tree (Pata-de-vaca) and its adsorptive properties. **Applied Surface Science**, v. 345, p. 81–89, 2015.
- LAGERGREN, S., About the theory of so-called adsorption of soluble substances. **Kungliga Suensk Vetenskapsakademiens Handlingar**, v. 4, 1-39, 1898.
- LANGMUIR, I., The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum, **Journal of the American Chemical Society**, v. 40, n. 9, p. 1361–1403, 1918.
- MA, X.; LIU, X.; ANDERSON, D. P.; CHANG, P. R. Modification of porous starch for the adsorption of heavy metal ions from aqueous solution. **Food Chemistry**, v. 181, p. 133–139, 2015.
- MAHMOUD, A. M.; IBRAHIM, F. A.; SHABAN, S. A.; YOUSSEF, N. A. Adsorption of heavy metal ion from aqueous solution by nickel oxide nano catalyst prepared by different methods. **Egyptian Journal of Petroleum**, In Press.
- MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; TRIGUEIROS, D. E. G.; LAVARDA, F. L.; COLOMBO, A.; MORA, N. D. Kinetic and equilibrium adsorption of Cu(II) and Cd(II) ions on *Eichhornia crassipes* in single and binary systems. **Chemical Engineering Journal**, v. 168, p. 44 - 51, 2011a.
- MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; BORBA, C. E.; TRIGUEIROS, D. E. G.; LAVARDA, F. L.; ABUGDERAH, M. M.; KROUMOV, A. D. Adsorption of Zn(II) and Cd(II) ions in batch system by using the *Eichhornia crassipes*. **Water Science & Technology**, v. 64.9, p. 1857 – 1863, 2011b.
- MÓDENES, A. N.; PIETROBELLI, J. M. T. A.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R. Cadmium

biosorption by non-living aquatic macrophytes *Egeria densa*. **Water Science & Technology**, v. 60, n. 2, p. 293 - 300, 2009.

MOHAN, D.; CHANDER, S. Single Component and Multi-component Adsorption of Metal Ions by Activated Carbons. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 177, p. 183 -196, 2001.

NIETO, L. M.; ALAMI, S. B. D.; HODAIFA, G.; FAUR, C.; RODRÍGUEZ, S.; GIMÉNEZ, J. A.; J. OCHANDO Adsorption of iron on crude olive stones. **Industrial Crops and Products**, v. 32, p. 467 - 471, 2010.

PIETROBELLI, J. M. T. A.; MÓDENES, A. N.; FAGUNDES-KLEN, M. R.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R. Cadmium, copper and zinc biosorption study by non-living *Egeria densa* biomass. **Water Air Soil Pollut**, v. 202, p. 385 - 392. 2009.

PUROLITE®, **Typical Physical and Chemical Characteristics**. 2015. Disponível em:

<http://www.purolite.com/reid/619234/isvars/default/strong_acid_cation_gel.htm>.

Acesso em 21 de maio de 2015.

RINCON, G. J.; LA-MOTTA; E. J. Simultaneous removal of oil and grease, and heavy metals from artificial bilge water using electro-coagulation/flotation. **Journal of Environmental Management**, v. 144, p. 42 - 50, 2014.

SANTOS, S. C. R.; VILAR, V. J. P.; BOAVENTURA, R. A .R. Waste metal hydroxide sludge as adsorbent for a reactive dye. **Journal of Hazardous Materials**, v.153, p. 999–1008, 2008.

SEKAR, M., SAKTHI, V., RENGARAJ, S. Kinetics and equilibrium adsorption study of lead (II) onto activated carbon prepared from coconut shell. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 279, p. 307–313, 2004.

SRIVASTAVA, N. K.; MAJUMDER, C. B. Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 151, n. 1, 2008.

TAGLIAFERRO, G. V; PEREDIRA, P. H. F.; RODRIGUES, L. A.; SILVA, M. L. C. P. Adsorção de chumbo, cádmio e prata em óxido de nióbio (V) hidratado preparado pelo método da precipitação em solução homogênea. **Química Nova**, v. 34, p. 101 – 105, 2011.

TEMKIN, M. I; PYZHEV, V. Kinetics of the synthesis of ammonia on promoted iron catalysts. **Zhur. Fiz. Khim**, v. 13, p. 851-867, 1939.

TOTH, J. State Equations of the Solid-gas Interface Layers. **Acta Chem. Acad. Hung**, v. 69, p. 311-328, 1971.

YU, S.; ZHAI, L.; WANG, Y.; LIU, X.; XU, L.; CHENG, L. Synthesis of magnetic chrysotile nanotubes for adsorption of Pb(II), Cd (II) and Cr(III) ions from aqueous solution. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, p. 752–762, 2015.

AGRADECIMENTOS

A Klabin pelo fornecimento do adsorvente e a CAPES pelo financiamento da pesquisa.