

DEGRADAÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS EM PROCESSO OXIDATIVO MEDIADO POR UM COMPLEXO DE FERRO (III)

Data de submissão: 18/09/2023

Data de aceite: 27/10/2023

Larissa Carreiro de Souza

Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
Rio de Janeiro - RJ
<https://lattes.cnpq.br/3285464936051169>

Felipe Pereira da Silva

Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
Rio de Janeiro - RJ
<http://lattes.cnpq.br/1143927289210511>

Aline Marques Ferreira Linhares

Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
Rio de Janeiro - RJ
<http://lattes.cnpq.br/1811575893844772>

Fabiana Valéria da Fonseca

Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
Rio de Janeiro - RJ
<http://lattes.cnpq.br/8778107230566167>

RESUMO: Devido à crescente poluição e a escassez da água, têm-se buscado progredir com o desenvolvimento industrial, social e tecnológico e, simultaneamente, garantir a preservação hídrica. As águas residuais geradas na indústria têxtil são

tóxicas quando lançadas nos corpos hídricos sem o tratamento adequado, o que demanda o uso de tecnologias avançadas. A reação de Fenton é atraente, mas requer acidificação das águas residuais a valores de pH entre 3,0 - 4,0. Assim, variações nesse processo têm sido estudadas para reduzir essa limitação. Para explorar a aplicação de um complexo de ferro (III) (FeL) como catalisador na reação de Fenton, foi estudada a degradação do corante reativo Vermelho de Drimaren X-6BN (VDX-6BN). O FeL foi obtido e caracterizado por espectroscopia no infravermelho, espectroscopia eletrônica, difração de raios X (DRX), ponto de fusão e condutividade molar. Os experimentos foram conduzidos utilizando equipamento Jar Test a 200 rpm e temperatura ambiente (~20 °C). O sistema foi inicialmente agitado por 5 min, seguido de adição de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) e ajuste de pH. A amostra foi removida, filtrada e a absorbância foi medida a 516 nm utilizando um espectrofotômetro. Os resultados mostraram que o FeL é um catalisador promissor para a degradação de compostos orgânicos, particularmente o corante reativo. As melhores condições para a reação foram pH 6,0, concentração inicial de H₂O₂ de 0,01170 mol/L, concentração de

FeL de 0,28 g/L e 0,21 g/L e taxas de remoção de VDX-6BN de $85,63 \pm 1,21\%$ e $84,85 \pm 0,80\%$, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: Fenton-like, complexo de ferro, efluente têxtil.

DEGRADATION OF ORGANIC COMPOUNDS IN OXIDATIVE PROCESS MEDIATED BY AN IRON (III) COMPLEX

ABSTRACT: Owing to increasing pollution and water scarcity, progress has been made with industrial, social, and technological development and, simultaneously, ensuring water preservation. Wastewater generated by the textile industry is toxic when released into water bodies without adequate treatment, which requires the use of advanced technologies. Fenton reactions are attractive, but require acidification of wastewater with pH values between 3.0 - 4.0. Therefore, variations in this process have been studied to overcome this limitation. The manipulation of the reactive dye Drimaren's Red X-6BN (VDX-6BN) was studied to explore the speculative application of an iron (III) complex (FeL). FeL was obtained and characterized using infrared spectroscopy, UV-Vis spectroscopy, XRD, melting point, and molar conductivity measurements. The experiments were performed using Jar Test equipment at 200 rpm and room temperature (~ 20 °C). The system was stirred for 5 min, followed by addition of hydrogen peroxide (H_2O_2) and pH adjustment. The sample was removed and filtered, and the absorbance was measured at 516 nm using a spectrophotometer. The results showed that FeL is promising for handling organic products, specifically reactive dyes. The best conditions for occurrence were pH 6.0, initial H_2O_2 concentration of 0.01170 mol/L, FeL concentration of 0.28 g/L and 0.21 g/L and VDX-6BN removal rates of $85.63 \pm 1.21\%$ and $84.85 \pm 0.80\%$, respectively.

KEYWORDS: Fenton-like, iron complex, textile effluent.

1 | INTRODUÇÃO

Atualmente, o desafio do uso racional e da preservação dos corpos hídricos vem sendo muito debatido devido à necessidade de frear a poluição e simultaneamente progredir com o desenvolvimento da sociedade.

Entre todos os setores da indústria, as águas residuais geradas pela indústria têxtil são poluentes e tóxicas para os organismos aquáticos e humanos, quando descartadas nos corpos de água sem tratamento adequado. Um componente comum presente nesses efluentes são os corantes, e sua presença nas mesmas pode gerar efeitos adversos nos ambientes aquáticos em termos de demanda química (DQO) e demanda biológica de oxigênio (DBO) (SARATALE et al., 2009).

Além disso, as moléculas de corante contêm grupos reativos de auxocromos e cromóforos que proporcionam uma melhor fixação do corante nas fibras e uma intensificação da cor, respectivamente (DURÁN e MONTEAGUDO, 2008). No entanto, a degradação dessas moléculas produz subprodutos altamente tóxicos, tais quais compostos cancerígenos (PRIETO, 2005).

O processo de beneficiamento da fibra úmida, bastante difundido neste segmento, consome grande quantidade de água potável, com um consumo de água em torno de 120 a 280 litros para cada quilograma de tecido processado nas tinturarias e plantas de acabamento (AJMAL et al., 2014). Esse alto consumo de água e o uso de pigmentos em altas concentrações geram efluentes altamente coloridos que, quando lançados em ambientes naturais, figuram um problema para a vida aquática e causam mutações genéticas em humanos (GHALY et al., 2014).

Dentre as classes de corantes, os corantes reativos caracterizados pela presença do grupamento azo (-N=N-) em suas estruturas, são os mais utilizados na indústria têxtil para a pigmentação de diversos materiais naturais e sintéticos (KATHERESAN et al., 2018). Esses corantes estão entre os contaminantes mais problemáticos em efluentes têxteis, com mais de 15 % dos corantes têxteis perdidos na corrente de descarte após o processo de tingimento (PRIETO, 2005).

Assim, o pré-tratamento é necessário para que esses efluentes possam ser descartados de acordo com as normas sem causar danos ao meio ambiente. Para isso, diversos processos físico-químicos e biológicos, isolados e combinados, têm sido aplicados (LEMLIKCHI, 2015). Um exemplo são os processos oxidativos avançados (POAs) que vêm se destacando devido ao alto potencial oxidante dos radicais hidroxila formados nesses processos.

Dentre os POAs, a reação de Fenton tem atraído atenção e sido amplamente estudada devido a sua alta eficiência em temperatura ambiente, operação simples, reagentes prontamente disponíveis, rápida velocidade de reação e curto tempo de processamento (PALÁCIO, 2012). No entanto, uma das principais desvantagens desta reação é a necessidade de acidificar o efluente para um pH em torno de 3,0 - 4,0.

Dessa forma, variações no processo têm sido investigadas de forma a reduzir suas limitações. Uma das possíveis alternativas envolve a aplicação do processo Fenton ou foto-Fenton com indução de complexos de ferro na degradação de contaminantes. O tratamento de efluentes empregando materiais à base de ferro têm sido amplamente aplicado visando à redução da quantidade de energia gasta e, conseqüentemente os custos operacionais (LI et al., 2016), além disso, tem sido considerada vantajoso devido à estabilidade do ferro em uma faixa mais ampla de pH em relação àquela na ausência de complexos, além de sua abundância natural na crosta terrestre (NOGUEIRA et al., 2007)

2 | OBJETIVO

O presente trabalho tem como objetivo a obtenção de um complexo de Ferro (III) e sua aplicação como catalisador em uma reação do tipo Fenton visando a degradação de compostos orgânicos em meio aquoso.

3 I METODOLOGIA

A síntese do complexo (FeL) foi realizada sob agitação magnética por 2h, por adição de uma solução metanólica de cloreto de ferro (III) hexahidratado (1:2) ao ligante (L) obtido por condensação do salicilaldeído com etanolamina (1:1) (DIONÍZIO et al., 2021). Em seguida, o FeL foi precipitado e sua filtração se deu em papel de filtro qualitativo.

O complexo foi caracterizado a partir das técnicas de Espectroscopia no Infravermelho (IV), Espectroscopia Eletrônica no Ultravioleta-Visível (UV-vis), Difração de Raios-X (DRX) pelo método do pó, Ponto de Fusão (PF) e Condutividade Molar (Λ_m).

Os ensaios de oxidação do corante reativo Vermelho de Drimaren X-6BN (VDX-6BN) foram realizados utilizando um aparelho de Jar Test, a 200 rpm e temperatura ambiente (~20°C). Primeiramente, em bécheres contendo 300 mL de solução de corante 20 mg/L, foi adicionada a massa calculada de FeL para concentrações (C_{FeL}) entre 0,07 e 0,28 g/L, com o sistema sendo agitado por 5 minutos. Em seguida, peróxido de hidrogênio (H_2O_2) era adicionado de modo a se obter concentrações iniciais ($[H_2O_2]_{inicial}$) entre 0,00389 e 0,01564 mol/L. Nos ensaios preliminares, o pH foi ajustado para 6,0 e, nos demais, o pH era ajustado e mantido fixo (em pH 3,0, 6,0 ou 9,0), com solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4) 10% ou de hidróxido de sódio (NaOH) 10%, de acordo com a necessidade. Em tempos predefinidos, uma alíquota era retirada, filtrada com um filtro seringa de 0,45 μm para remover o catalisador em solução e tinha sua absorvância medida em 516 nm, com o auxílio de um Espectrofotômetro Shimadzu UV-1800.

Foi realizada a avaliação do efeito do pH (3,0-9,0), da variação da concentração inicial de H_2O_2 (0,00389 e 0,01564 mol/L), e da concentração de corante (0,07 e 0,28 g/L). Todos os experimentos foram realizados, no mínimo, em duplicata.

Para o tratamento de dados cinéticos optou-se pela utilização do modelo Behnajady-Modirshahla-Ghanbery (BMG). Para esse modelo, têm-se a Equação 1.

$$t / [1-(C/C_0)] = m + b t \quad \text{equação (1)}$$

Esta equação possui como parâmetros as constantes b (coeficiente angular) e m (coeficiente linear) e, ao fazer o inverso dessas, obtêm-se à taxa de reação inicial (1/m) e a capacidade máxima de oxidação/descoloração (1/b) (CHAN e CHU, 2003; BEHNAJADY et al., 2007). Finalizando, plota-se um gráfico de $1-(C/C_0)^{-1}$ em função do tempo e realiza-se a regressão linear.

4 I RESULTADOS

4.1 Caracterização do complexo

Primeiramente, a região escolhida para realizar a análise IV foi a que corresponde ao IV-médio, localizada entre 4000 a 400 cm^{-1} , pois nesta região ocorrem absorções de

energia que provocam vibrações moleculares como estiramentos e deformações angulares características de grupos orgânicos relevantes, quando a luz eletromagnética incide sobre estes compostos (SILVERSTEIN et al., 2005; SKOOG et al., 2006).

A Tabela 1 expõe os resultados encontrados e compara-os com os encontrados na literatura.

VIBRAÇÃO	L (cm ⁻¹) (Dionizio et al., 2021)	FeL (cm ⁻¹)	Referência (cm ⁻¹) (SILVERSTEIN et al., 2005)
n (O-H) _(álcool)	3374	3425	3332
n (C-H) _(aromático)	3060	3023	3051
n _{ass} (C-H) _(CH₂)	2934	2925	2926
n (C=N) _(imina)	1634	1635	1624
n (C=C) _(aromático)	1613	1599	1599
n (C-O) _(fenol)	1216	1198	1207
n (C-O) _(álcool)	1066	1052	1085
δ _s (C-H) _(CH₂)	1462	1470	1465
δ (C-H) _(aromático)	758	758	900-675
δ (O-H) _(fenol)	659	---	650
δ (C=C) _(aromático)	640	645	642

Tabela 1: Principais bandas de L, FeL e suas respectivas atribuições na região do IV.

A técnica de UV-vis foi realizada em solução, utilizando metanol espectroscópico para a diluição, visando obter informações a respeito das transições eletrônicas que ocorrem no material.

A Tabela 2 apresenta as atribuições das bandas existentes para cada transição eletrônica no L e no FeL.

TRANSIÇÃO ELETRÔNICA	L (SILVA,2020 e SANTOS, 2017)		FeL	
	λ _{máx} (nm)	ε (mol ⁻¹ L cm ⁻¹)	λ _{máx} (nm)	ε (mol ⁻¹ L cm ⁻¹)
d-d	-	-	512,5	241,51
	400	1775,69	-	-
π-π*	315	4416,19	330	3138,2
	277	4278,55	256	9830,9
n-σ*	215	13370,61	213,5	25015

Tabela 2: Atribuições de bandas a cada transição eletrônica existentes no L e no FeL.

A difração em raios-X (DRX) é uma análise utilizada a fim de se obter informações relevantes quanto à cristalinidade e confirmação de estruturas. O método utilizado neste trabalho foi o que utiliza o pó e a Figura 1 apresenta o padrão obtido pelo método de DRX a partir do pó utilizado.

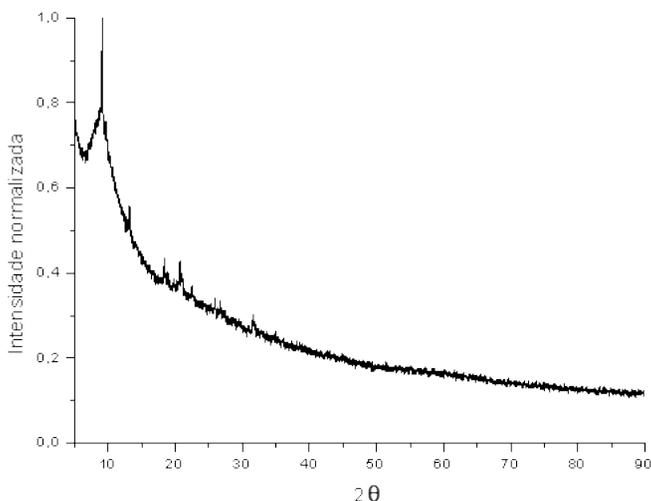


Figura 1: Padrão de difração de raio X do FeL.

Além das análises já mencionadas, foram realizados o ponto de fusão (PF) e a análise da condutividade (Λ_M). A Tabela 3 apresenta os dados de PF e Λ_M do FeL.

PROPRIIDADE	VALOR
PF (°C)	182±4
Λ_M ($\Omega^{-1}\text{cm}^2 \text{mol}^{-1}$)	4,38±0,09

Tabela 3: PF e Λ_M do FeL.

4.2 Ensaios preliminares

O complexo de ferro (III) obtido, FeL, foi utilizado na mineralização do corante na presença de H_2O_2 . A $[\text{H}_2\text{O}_2]_{\text{inicial}}$ e de FeL utilizada foram baseadas nos experimentos de Silva (2020) e o pH era o da solução, que manteve-se por volta de 6,5 ao longo do tempo reacional, indicativo de que o FeL atua bem como catalisador Fenton em valores de pH próximos da neutralidade. Os resultados podem ser observados nas Figuras 2, 3 e 4.

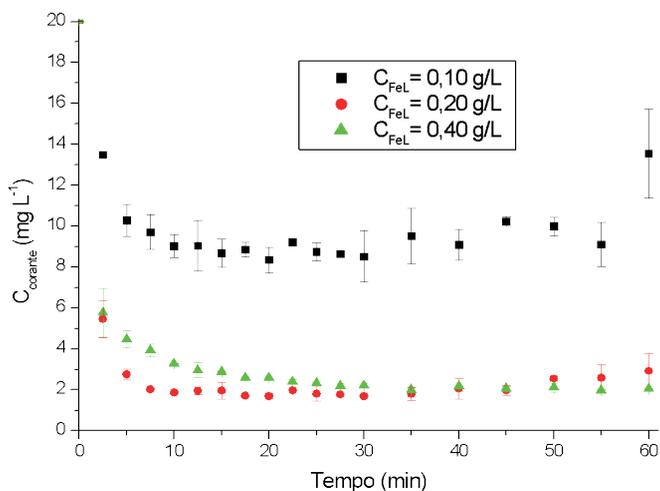


Figura 2: Concentração de corante ao longo do tempo para todas as C_{FeL} testadas. Condições: pH natural (~6,5), $[H_2O_2]_{inicial} = 0,0294$ mol/L.

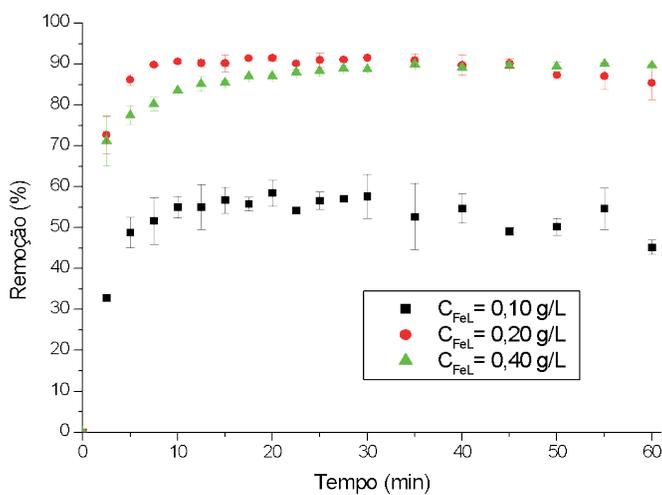


Figura 3: Remoção de corante (%) ao longo do tempo. Condições: pH natural (~6,5), $[H_2O_2]_{inicial} = 0,0294$ mol/L.

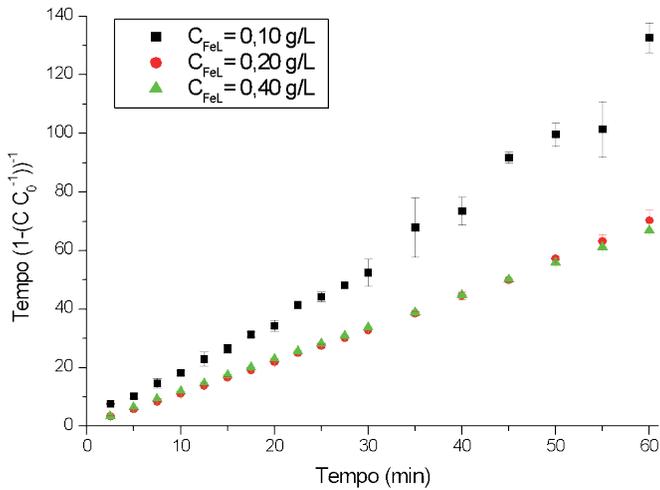


Figura 4: Cinética BMG para todas as C_{FeL} testadas, Condições: pH natural (~6,5), $[H_2O_2]_{inicial} = 0,0294 \text{ mol/L}$.

4.3 Influência da concentração de FeL

Com o objetivo de obter informações acerca da influência da variação da concentração do FeL na remoção de cor, foram realizados experimentos na faixa de 0,07 a 0,28 g/L. A Figura 5 mostra a remoção de cor (%) ao longo do tempo.

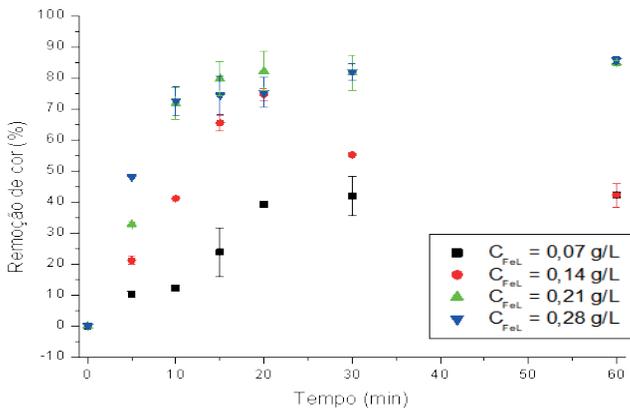


Figura 5: Remoção de cor ao longo do tempo nos ensaios com variação da concentração de FeL. Condições: pH = 6,0 e $[H_2O_2]_{inicial} = 0,01170 \text{ mol/L}$.

Os dados de concentração de corante ao longo do tempo foram tratados pelo modelo

BMG, conforme a literatura (SILVERSTEIN et al., 2005; SKOOG et al., 2006).

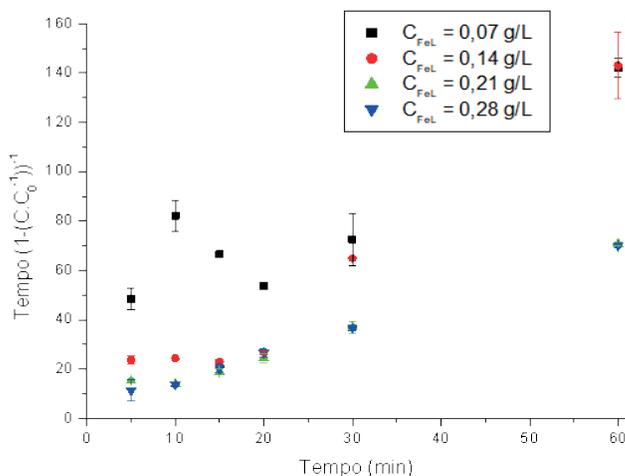


Figura 6: Ajuste dos dados dos ensaios com variação da concentração de FeL para modelo cinético BMG. Condições: pH = 6,0 e $[H_2O_2]_{\text{inicial}} = 0,01170 \text{ mol/L}$.

5 | ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 Caracterização do complexo

Com relação aos resultados obtidos pela técnica de IV, foi observado um fino e intenso pico na região de 1634 cm^{-1} , o que evidencia a presença de imina, característica de ligantes deste tipo (bases de Schiff). Absorções características de estiramentos da ligação C=C do anel aromático referentes ao grupo fenol oriundo do ligante (L) foram identificadas entre 1613 e 1599 cm^{-1} . Além destas, bandas correspondentes a deformações angulares resultantes das ligações (C-H) (CH_2) foram observadas entre 1470 e 1462 cm^{-1} . O estiramento do C-O_{fenol} em 1216 cm^{-1} no L também foi deslocado para 1198 cm^{-1} no FeL. Não foram observadas no FeL a deformação angular O-H_{fenol} existente no L em 659 cm^{-1} , sugerindo coordenação do O ao Fe, bem como não foram observados sinais que pudessem ser atribuídos à contra íons, sugerindo que o complexo obtido seja neutro.

Nos espectros eletrônicos foram identificadas transições intraligantes $\pi-\pi^*$ e $n-\sigma^*$ entre 215 e 400 nm para o L, com comprimentos deslocados para valores entre $213,5$ e $512,5 \text{ nm}$ no FeL. Para atribuição das bandas à transição eletrônica, é necessário o cálculo da absorvidade molar (ϵ). Esta pode ser obtida a partir do coeficiente angular da reta de um gráfico que relaciona as absorvâncias máximas ($Abs_{\text{máx}}$) com as concentrações. Valores de ϵ baixos são característicos para transições do tipo d-d. Como estas ocorrem em compostos metálicos, só poderiam ocorrer no FeL. A partir da ϵ , nesse caso, a transição d-d ocorre em $512,5 \text{ nm}$, concordando com o que a literatura sugere (DE et al., 1999;

MIESSLER et al., 2014). Transições intraligantes do tipo $\pi-\pi^*$ ocorridas no anel aromático foram identificadas no FeL em 330 nm, que possui valor de ϵ intermediário (DEY et al., 2002).

Com relação ao DRX, no presente trabalho, esta análise foi utilizada somente com o intuito de confirmar a cristalinidade do complexo. Como é possível observar na Figura 2, o material apresenta alguns picos bem definidos, porém a estrutura não é cristalina em sua totalidade.

Por fim, o FeL apresenta PF semelhante a um complexo de cobre obtido com o mesmo ligante publicado anteriormente (DIONÍZIO et al., 2021). O complexo respeita relação estequiométrica 2:1, sendo 2 mols de ligante com carga negativa (-1) e 1 mol do metal com carga positiva (+2) que, associado aos valores de baixa Λ_M , é um indicativo de que o FeL é neutro, não liberando íons em solução (BAYOUMI, 2013; KARIPCIN, 2014), corroborando com os resultados obtidos por IV e DRX.

5.2 Ensaios preliminares

As Figuras 3 e 4 demonstram que as remoções foram satisfatórias, pois durante o tempo de experimento há uma queda da concentração de corante e com relação à taxa de remoção é possível observar que, ao final de 60 min, a remoção foi maior nas duas maiores concentrações de FeL mostradas. Além disso, em cerca de 7,5 min já temos remoções superiores a 80% nessas mesmas condições, o que é melhor que os resultados obtidos em estudos anteriores para um composto análogo contendo cobre (SILVA, 2021). Tais resultados sugerem que FeL seja promissor como catalisador no POA para a degradação do poluente utilizado no presente estudo.

Os dados cinéticos foram ajustados por modelo BMG, que possui dois parâmetros, a velocidade inicial (1/m) e a capacidade oxidativa (1/b), obtidos a partir das inversas dos coeficientes angular (b) e linear (m). Quanto maior for 1/m (na condição em que o tempo se aproxima de 0), mais rápida será a razão de decréscimo do corante. Quando o tempo for alto e tender ao infinito, 1/b indica a fração máxima teórica de remoção, a qual equivale à capacidade máxima de oxidação do sistema ao final da reação (CHAN e CHU, 2003; BEHNAJADY et al., 2007). Os dados cinéticos ajustados por modelo BMG apresentados foram de 1/m entre 0,30 e 1,42 min^{-1} e de 1/b de 0,49, 0,87 e 0,91, conforme ocorria o aumento das concentrações de FeL.

Visando uma redução no custo total do processo, optou-se por utilizar $[\text{H}_2\text{O}_2]_{\text{inicial}}$ próximas ou abaixo da metade das utilizadas nos ensaios preliminares, empregando pH fixos entre 3,0 e 9,0 e C_{FeL} em faixas semelhantes às utilizadas nos ensaios preliminares.

5.3 Influência da concentração de FeL

Conforme demonstrado na Figura 6, a melhor condição foi a que empregou uma concentração de FeL de 0,28 g/L (85,63 \pm 1,21%), seguida pela 0,21 g/L (84,85 \pm 0,80%),

0,14 g/L (42,22±3,94%) e 0,07 g/L (42,11±1,10%). Dessa forma, os resultados sugerem que o aumento da concentração de FeL é favorável para a remoção do poluente na faixa estudada.

Os dados cinéticos ajustados por BMG apresentados foram de $1/m$ entre 0,02 e 0,23 min^{-1} e de $1/b$ de 0,66, 0,43, 0,93 e 0,91 conforme ocorria o aumento das concentrações de FeL. Dessa forma, é possível concluir que existe uma tendência de queda na velocidade inicial conforme ocorre o aumento da concentração de FeL, porém essa queda é acompanhada de aumentos na capacidade oxidativa.

6 I CONCLUSÕES/RECOMENDAÇÕES

Um complexo de ferro (III) (FeL) foi obtido e aplicado como catalisador na reação de Fenton. As técnicas de caracterização utilizadas foram capazes de confirmar as principais características do catalisador obtido.

Com o FeL foi possível experimentar efetiva degradação de corante têxtil em valores de pH próximos a neutralidade. Sendo as melhores condições para a reação pH 6,0, concentração de H_2O_2 inicial de 0,01170 mol/L e concentração de FeL de 0,28 g/L e 0,21 g/L, com remoções de VDX-6BN de 85,63±1,21% e 84,85±0,80%, respectivamente.

Em síntese, nas condições estudadas, o FeL demonstrou ser um catalisador promissor em reação análoga a de Fenton para a degradação de compostos orgânicos, especialmente o corante reativo usado como molécula modelo. Além disso, evidenciase a possibilidade de se trabalhar em pHs próximos do neutro para esta aplicação e a não utilização de foto-degradação, uma vantagem em relação a outros complexos de Fe estudados em outros trabalhos.

AGRADECIMENTOS

Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro – FAPERJ- Proc. nº E-26/200.918/2021

REFERÊNCIAS

AJMAL, Anila et al. **Principles and mechanisms of photocatalytic dye degradation on TiO_2 based photocatalysts: a comparative overview.** *Rsc Advances*, v. 4, n. 70, p. 37003-37026, 2014.

BAYOUMI, Hoda A.; ALAGHAZ, A. M. A.; ALJAHDALI, Mutlak Sh. **Cu (II), Ni (II), Co (II) and Cr (III) complexes with N_2O_2 -chelating schiff's base ligand incorporating azo and sulfonamide moieties: spectroscopic, electrochemical behavior and thermal decomposition studies.** *Int. J. Electrochem. Sci*, v. 8, n. 7, p. 9399-9413, 2013.

BEHNAJADY, M. A.; MODIRSHAHLA, N.; GHANBARY, F. **A kinetic model for the decolorization of CI Acid Yellow 23 by Fenton process.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 148, n. 1-2, p. 98-102, 2007.

CHAN, K. H.; CHU, Wei. **Modeling the reaction kinetics of Fenton's process on the removal of atrazine.** *Chemosphere*, v. 51, n. 4, p. 305-311, 2003.

DE, Rajib Lal et al. **Synthesis and structural studies on bis-N-(2-hydroxyethyl)-X-salicylaldiminato complexes of cobalt (III) and copper (II).** 1999.

DEY, Mishtu et al. **Synthesis, structural diversity, inter-conversion and reactivity of Cu (II) complexes of hydroxy-rich molecules.** *Inorganic Chemistry Communications*, v. 5, n. 6, p. 380-383, 2002.

DIONÍZIO, Thaís Petizero et al. **Copper (II) Schiff Base Complex with Electrocatalytic Activity Towards the Oxygen Reduction Reaction and Its Catalase Activity.** *Electrocatalysis*, v. 12, p. 137-145, 2021.

DURÁN, A.; MONTEAGUDO, J. M.; AMORES, E. **Solar photo-Fenton degradation of Reactive Blue 4 in a CPC reactor.** *Applied Catalysis B: Environmental*, v. 80, n. 1-2, p. 42-50, 2008.

GHALY, A. E. et al. **Production, characterization, and treatment of textile effluents: a critical review.** *J Chem Eng Process Technol*, v. 5, n. 1, p. 1-19, 2014.

KARIPCIN, Fatma et al. **Mono-, trinuclear nickel (II) and copper (II) dioxime complexes: Synthesis, characterization, catecholase and catalase-like activities, DNA cleavage studies.** *Journal of the Chilean Chemical Society*, v. 59, n. 3, p. 2539-2544, 2014.

KATHERESAN, Vanitha; KANSEDO, Jibrail; LAU, Sie Yon. **Efficiency of various recent wastewater dye removal methods: A review.** *Journal of environmental chemical engineering*, v. 6, n. 4, p. 4676-4697, 2018.

LEMLIKCHI, W. et al. **Kinetic study of the adsorption of textile dyes on synthetic hydroxyapatite in aqueous solution.** *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 32, p. 233-237, 2015.

LI, Zhenlong et al. **Ligand-accelerated iron photocatalysis enabling decarboxylative alkylation of heteroarenes.** *Organic letters*, v. 21, n. 11, p. 4259-4265, 2019.

MIESSLER, G.L.; FISCHER, P.J.; DONALD, S.T. **Inorganic Chemistry. 5th. ed., USA:** Pearson, 2014.

NOGUEIRA, Raquel F. Pupo et al. **Fundamentos e aplicações ambientais dos processos Fenton e foto-Fenton.** *Química nova*, v. 30, p. 400-408, 2007.

PALÁCIO, Soraya Moreno et al. **Optimised photocatalytic degradation of a mixture of azo dyes using a TiO₂/H₂O₂/UV process.** *Water Science and Technology*, v.65, n. 8, p. 1392-1398, 2012.

PRIETO, O. et al. **Decolouration of textile dyes in wastewaters by photocatalysis with TiO₂.** *Solar Energy*, v. 79, n. 4, p. 376-383, 2005.

SARATALE, R. G. et al. **Enhanced decolorization and biodegradation of textile azo dye Scarlet R by using developed microbial consortium-GR.** *Bioresource technology*, v. 100, n. 9, p. 2493-2500, 2009.

SILVA, F.P. **Síntese, caracterização e investigação da atividade mimética de catalase e na degradação de corante reativo por um complexo de cobre (II)**. Rio de Janeiro, 2020. Projeto Final de Curso (Química Industrial) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2020.

SILVA, F.P. **Reatividade de um complexo de cobre (II) na degradação de compostos orgânicos em processo oxidativo**. Rio de Janeiro, 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2021.

SILVERSTEIN, Robert M.; BASSLER, G. Clayton. **Spectrometric identification of organic compounds**. *Journal of Chemical Education*, v. 39, n. 11, p. 546, 1962.

SKOOG, Douglas A.; HOLLER, F. James; CROUCH, Stanley R. **Principles of instrumental analysis**. *Cengage learning*, 2017.