



## II-263 - OXIDAÇÃO AVANÇADA DE FENOL E 2-NITROFENOL EM MEIO AQUOSO SINTÉTICO

**Maria Ionete Chaves Nogueira<sup>(1)</sup>**

Química Industrial pela Universidade Federal do Ceará (UFC), Mestre em Química Inorgânica pela Universidade Federal do Ceará - UFC, Doutoranda em Saneamento Ambiental (DEHA/UFC).

**Bruno César Barroso Salgado<sup>(2)</sup>**

Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE). Professor do Departamento de Engenharia Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Maracanaú.

**Larissa Sousa Silvino<sup>(3)</sup>**

Graduanda do Curso Superior de Tecnologia em Processos Químicos do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

**Ronaldo Ferreira do Nascimento<sup>(4)</sup>**

Doutor em Química Analítica pelo Instituto de Química de São Carlos (USP). Professor do Departamento de Química Analítica e Físico Química da Universidade Federal do Ceará (UFC).

**Rinaldo dos Santos Araújo<sup>(5)</sup>**

Doutor em Química Inorgânica pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Professor do Departamento de Química e Meio Ambiente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE).

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Av. Treze de Maio, 2081 - Laboratório de Tecnologia Química - Fortaleza - Ceará - CEP:60040-531 – Brasil - Tel: +55 (85) 3307-3611 - e-mail: [ionetenogueira@yahoo.com.br](mailto:ionetenogueira@yahoo.com.br), [rinaldo@ifce.edu.br](mailto:rinaldo@ifce.edu.br)

### RESUMO

O fenol e seus derivados são poluentes perigosos à saúde humana e à vida aquática, devido ao elevado efeito tóxico e carcinogênico, sendo ainda capazes de conferir odores e sabores desagradáveis à água, mesmo quando presentes em baixas concentrações. A Agência de Proteção Ambiental e a União Européia incluíram o fenol e vários clorofenóis e nitrofenóis na lista de poluentes prioritários a serem monitorados no ambiente aquático. No Brasil, a Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005, estabelece 0,5 mg/L como a concentração máxima de fenol a ser lançado por qualquer tipo de efluente. Neste trabalho nos propomos a estudar a degradação de fenol e 2-nitrofenol por meio dos processos oxidativos avançados tipo fotoquímico, Fenton e eletroquímico, investigando a influência da concentração dos oxidantes e potenciais eletrolíticos aplicados. Os resultados obtidos para as condições otimizadas mostraram remoções máximas de 100% para ambas as moléculas fenólicas no processo fotoquímico, 97 e 100% para o fenol e 2-nitrofenol, respectivamente, no processo eletroquímico e 60 e 70%, respectivamente, para o fenol e o 2-nitrofenol no processo Fenton. Estimativas cinéticas segundo modelagem não-linear de pseudo-primeira ordem indicam que a molécula de 2-nitrofenol é mais susceptível à degradação, o que pode ser atribuído ao forte efeito desestabilizador do grupo nitro presente na estrutura desta molécula.

**PALAVRAS-CHAVE:** Processos Oxidativos Avançados, Fenol, 2-Nitrofenol, Estudos Cinéticos.

### INTRODUÇÃO

A poluição ambiental por efluentes industriais tem aumentado gradativamente nas últimas décadas, tornando-se um grave problema social. Os resíduos produzidos, em geral, de composição diversificada, frequentemente contêm poluentes tóxicos e resistentes aos sistemas convencionais de tratamento, como coagulação/floculação, adsorção com carvão ativado, precipitação, degradação biológica, etc. (MURUGANANDHAM e SWAMINATHAN, 2004, AL-MOMANI et al., 2002).

Compostos fenólicos estão naturalmente presentes na água do mar, uma vez que diversos bromofenóis são produzidos por algumas espécies de algas vermelhas; entretanto, diversos estudos têm mostrado que a água poluída é a principal fonte de absorção de fenol por organismos aquáticos (COLARIETI et al, 2002). Derivados fenólicos são abundantes em efluentes industriais dos setores químico, petroquímico, têxtil, etc., além de atuarem como intermediários na síntese de adesivos e anti-sépticos (ALNAIZY e AKGERMAN, 2005).



A presença de fenol e clorofenóis contribui notavelmente para a poluição de efluentes devido a sua alta toxicidade para o ecossistema hídrico, além de poder causar efeitos carcinogênicos/mutagênicos aos seres humanos. Por outro lado, os derivados nitroaromáticos também merecem atenção especial por estarem presentes em efluentes industriais têxteis e agrícolas. Tais moléculas são notificadas como compostos potencialmente tóxicos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2002).

Com a publicação da Resolução CEPRAM 2113, em 1999, o limite de concentração de fenóis no efluente final, lançado pelas indústrias no meio ambiente, foi modificado de 100 para 10 mg/L. A resolução CONAMA nº 357, publicada em 18 de março de 2005, define como padrão de lançamento para efluentes industriais o teor de 0,5 mg/L de fenóis totais, expresso como fenol comum.

Como a legislação ambiental e os padrões de qualidade de saúde tornam-se cada vez mais restritivos surgem demandas para a definição de estratégias de desenvolvimento de tecnologias limpas, melhoria dos processos existentes e desenvolvimento de sistemas industriais fechados de purificação e reciclagem de água (GUERRA, 2001, CENTI et al., 2002).

Entre as várias maneiras de purificação da água, os Processos de Oxidação Avançada (POA's) se destacam pela elevada eficiência na eliminação de componentes perigosos, uma vez que destroem as moléculas orgânicas poluentes, ao invés de simplesmente removê-las para outra fase (LIU et al., 2007, PANIZZA e CERISOLA, 2001).

Os POA's baseiam-se na geração de radicais livres hidroxilos ( $\bullet\text{OH}$ ) não seletivos e com elevado poder de oxidação ( $E^0 = 2,8 \text{ V}$ ), os quais quase sempre podem levar a uma completa mineralização dos poluentes refratários presentes nos efluentes (POULOPOULOS et al., 2006). A fonte mais comum dos radicais  $\bullet\text{OH}$  é o peróxido de hidrogênio, o qual se decompõe cataliticamente na presença de metais, de óxidos semicondutores, ou por irradiação com luz ultravioleta (UV). A geração destes radicais livres pode ocorrer por meio de três rotas distintas: abstração de hidrogênio, adição eletrofílica e transferência de elétrons (NOGUEIRA et al., 2007, DANESHVAR et al., 2006).

Entre os diferentes processos oxidativos avançados podemos citar os que envolvem a reação Fenton ( $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ ), o processo de fotólise direta (UV), o sistema oxidativo UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  e a oxidação eletroquímica, os quais apresentam boa eficiência na degradação de poluentes orgânicos, podendo levar, em geral, a uma completa mineralização.

A aplicação da reação Fenton no tratamento de águas residuais é atrativa, em princípio, devido ao fato de que o ferro é um elemento largamente disponível e não tóxico, em pequenas quantidades, e o peróxido de hidrogênio é de fácil manuseio. No processo Fenton, o peróxido de hidrogênio decompõe-se cataliticamente na presença de íons  $\text{Fe(II)}$  dando origem a radicais hidroxilos com uma alta capacidade de oxidação, conforme a Equação 01:



No caso da fotólise direta, somente com radiação UV, as reações de oxidação/redução são promovidas quando a energia eletromagnética fornecida é equivalente à energia necessária para promover os elétrons do estado fundamental para o estado excitado. As reações fotolíticas podem ser induzidas diretamente se os compostos absorventes forem as espécies a serem degradadas ou indiretamente se os compostos absorventes estiverem disponíveis para transferir a energia de um fóton para as espécies a serem remediadas (YOUNG e JORDAN, 1995). Comumente, neste processo, a cinética reacional ocorre sob taxas muito lentas de degradação.

O mecanismo de degradação que utiliza o sistema oxidativo UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  (processo fotoquímico) se baseia na geração de radicais hidroxilos a partir da irradiação do oxidante ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) com luz ultravioleta (UV), conforme a Equação 02:





O processo eletroquímico, por sua vez, se mostra uma alternativa atraente para a oxidação de compostos orgânicos presentes em efluentes aquosos. Neste caso, a degradação ocorre via transferência do átomo de oxigênio da água na fase solvente para o substrato orgânico a ser oxidado (PELEGRINO, et al., 2002). O processo global de transferência do oxigênio pode ser representado pela reação genérica abaixo (Equação 03).



Onde: R é o reagente orgânico e  $RO_x$  é o produto da oxidação.

Desta forma, este trabalho se propõe a estudar a degradação do fenol e 2-nitrofenol segundo os processos avançados tipo fotoquímico, Fenton e eletroquímico, avaliando a influência das concentrações do agente oxidante ( $H_2O_2$ ), do catalisador ( $Fe^{2+}$ ) e do potencial de eletrólise durante a cinética reacional.

## MATERIAIS E MÉTODOS

Todos os experimentos para degradação dos compostos fenólicos foram conduzidos à temperatura ambiente ( $28^\circ\text{C}$ ).

No processo oxidativo do tipo Fenton utilizaram-se erlenmeyeres de 125 mL recobertos com papel laminado para evitar exposição à luz solar. O volume reacional foi de 100 mL, sendo o meio mantido sob agitação magnética constante (200 rpm) e o pH ajustado para  $3 \pm 0,5$  com soluções 0,5 N de ácido clorídrico e hidróxido de sódio, conforme o caso. Primeiramente adicionou-se o catalisador ( $Fe^{2+}$ ) a solução fenólica, e posteriormente as reações foram iniciadas pela adição do peróxido de hidrogênio à solução contida no erlenmeyer. Concentrações molares de  $Fe^{2+}$  foram variadas entre 0,1 e 1 mM, enquanto que para o  $H_2O_2$ , as dosagens foram feitas de forma a se obter concentrações finais entre 1 e 3 mM.

No processo foto-oxidativo foi utilizado um sistema reator horizontal em PVC com volume reacional de 70 mL, o qual possuía uma lâmpada de vapor de mercúrio (8W,  $\lambda$  entre 200 e 280 nm) acoplada de uma extremidade a outra do seu comprimento gerando uma intensidade luminosa de aproximadamente  $64 \text{ mW/cm}^2$ . A fonte de luz UV permanece ativa durante todo o tempo reacional e imersa na solução aquosa a ser degradada. O processo fotoquímico foi operado para concentrações de peróxido de hidrogênio entre 1 e 3 mM.

Os experimentos eletroquímicos foram realizados utilizando um sistema convencional composto pelo eletrodo de trabalho ( $Ru_{0,3}Ti_{0,7}O_2$ ) preparado no laboratório, um eletrodo auxiliar (platina) e um eletrodo de calomelano saturado ( $Hg/Hg_2Cl_2.KCl$ ) como eletrodo de referência.

Os estudos de degradação eletrocatalítica foram realizados em um sistema potenciostato/galvanostato AUTOLAB® PGSTA 20, conectado a computador e controlado pelo software GPES-4. Utilizou-se uma célula eletroquímica com capacidade para  $50 \text{ cm}^3$ . Os eletrólitos empregados foram:  $Na_2SO_4$  1,0M, solução de fenol (20 ppm) em  $Na_2SO_4$  1,0M e solução de 2-nitrofenol (20 ppm) em  $Na_2SO_4$  1,0M.

Estudos cinéticos para a reação de degradação eletroquímica do fenol e 2-nitrofenol foram realizados aplicando-se valores de potenciais fixos (1,0; 1,5 e 2,0V) e retirando-se alíquotas de aproximadamente 0,5mL nos intervalos de tempo de 10, 20, 30, 45, 60, 90, 120, 180 e 240 minutos. A concentração inicial adotada das soluções fenólicas foi de 20 ppm.

No caso da reação Fenton as amostras foram alcalinizadas a  $pH = 8$  (para paralisar a reação) e mantidas em repouso para precipitação dos íons férricos gerados e posterior filtração antes de serem conduzidas à análise. A degradação dos compostos fenólicos foi monitorada por cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC Varian Polaris 335), utilizando uma coluna C18 Microsorb-MV 100-5, fase móvel: metanol/água (70:30 v/v) a uma vazão de 1 mL/min e comprimento de onda de 270 nm.

As eficiências de degradação foram definidas de acordo com a Equação 04:

$$\text{Eficiência (\%)} = \left( 1 - \frac{C}{C_0} \right) \times 100\% \quad [\text{Eq. 04}]$$



Onde:  $C_0$  é a concentração inicial dos componentes fenólicos a serem degradados (20 ppm) e  $C$  é a concentração final dos fenóis em um tempo reacional qualquer.

### Modelagens Cinéticas de Degradação

A modelagem cinética de degradação dos compostos fenólicos foi realizada segundo o modelo não-linear de pseudo-primeira ordem descrito por Chan e Chu (2003), o qual está descrito a partir da Equação 05:

$$\frac{C}{C_0} = 1 - \frac{t}{\rho + \sigma t} \quad [\text{Eq. 05}]$$

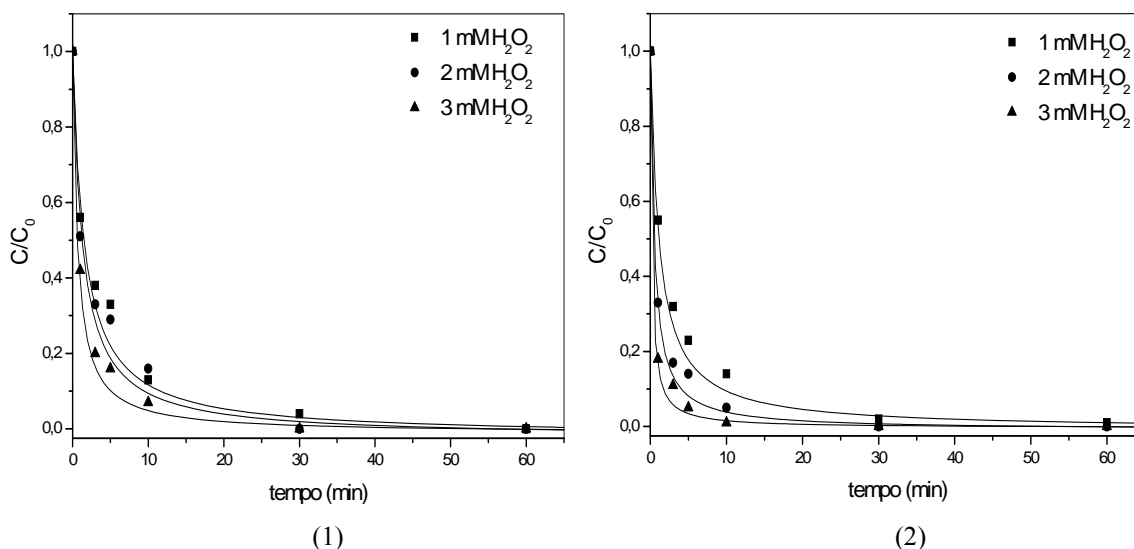
Onde:  $C$  é a concentração remanescente do composto no sistema após certo tempo reacional  $t$  (min) e  $C_0$  é a concentração inicial do mesmo. Os parâmetros  $\rho$  (min) e  $\sigma$  (adimensional) são duas constantes relacionadas à cinética de oxidação e à capacidade oxidativa, respectivamente.

Oportunamente, a derivação da Equação 05 nos fornece uma proporcionalidade entre  $1/\rho$  ( $\text{min}^{-1}$ ) e a cinética reacional do meio, enquanto a capacidade máxima de oxidação se define plenamente a partir da constante  $1/\sigma$ .

### RESULTADOS E DISCUSSÃO

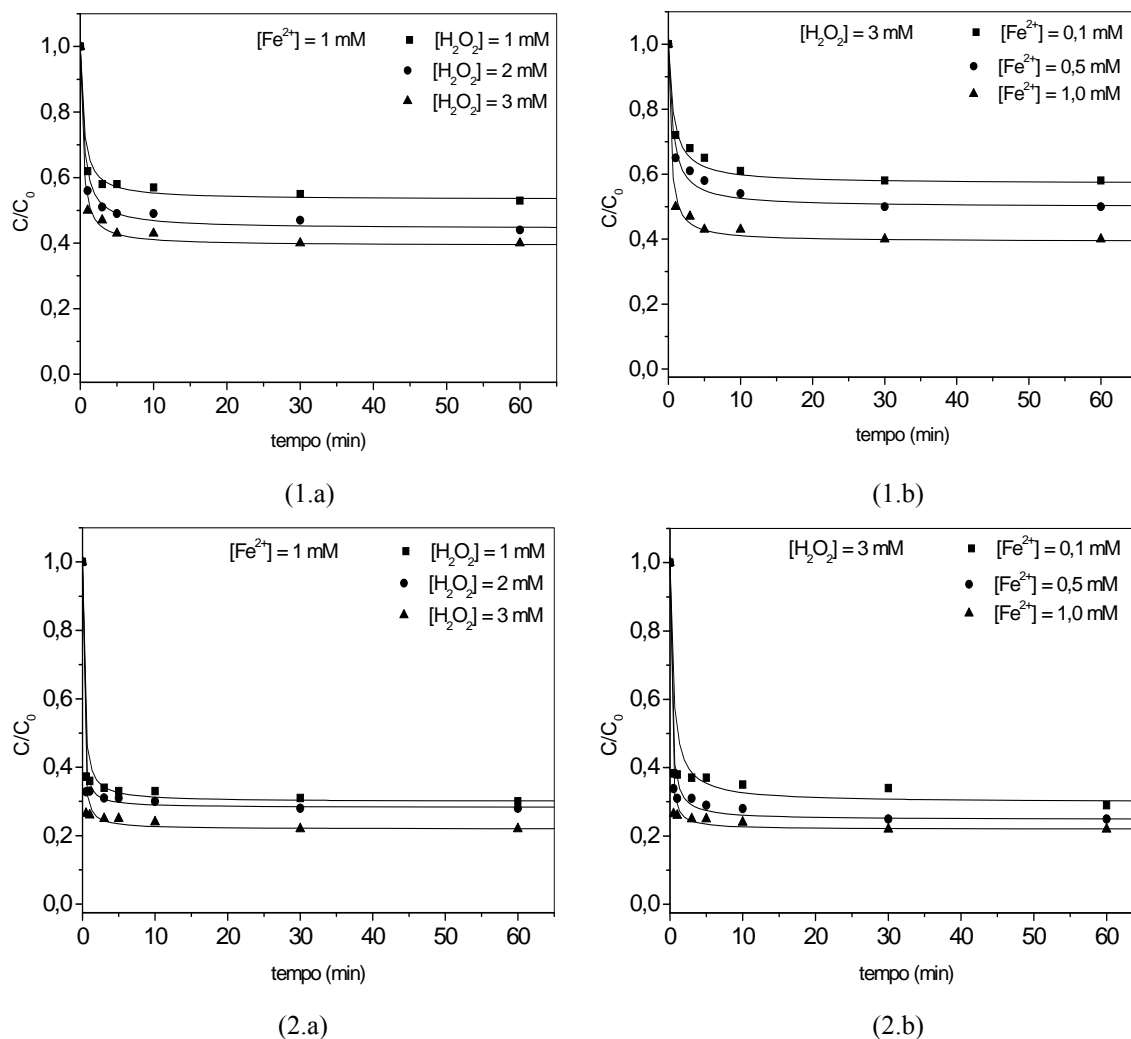
Nas figuras 1, 2 e 3 estão apresentados os dados cinéticos de degradação do fenol e 2-nitrofenol nas diferentes condições reacionais empregadas para cada processo oxidativo.

**Figura 1 - Efeito da concentração do oxidante na degradação fotoquímica de fenol (1) e 2-nitrofenol (2).  $C_0 = 20 \text{ mg/L}$ ,  $T = 28^\circ \text{C}$ .**

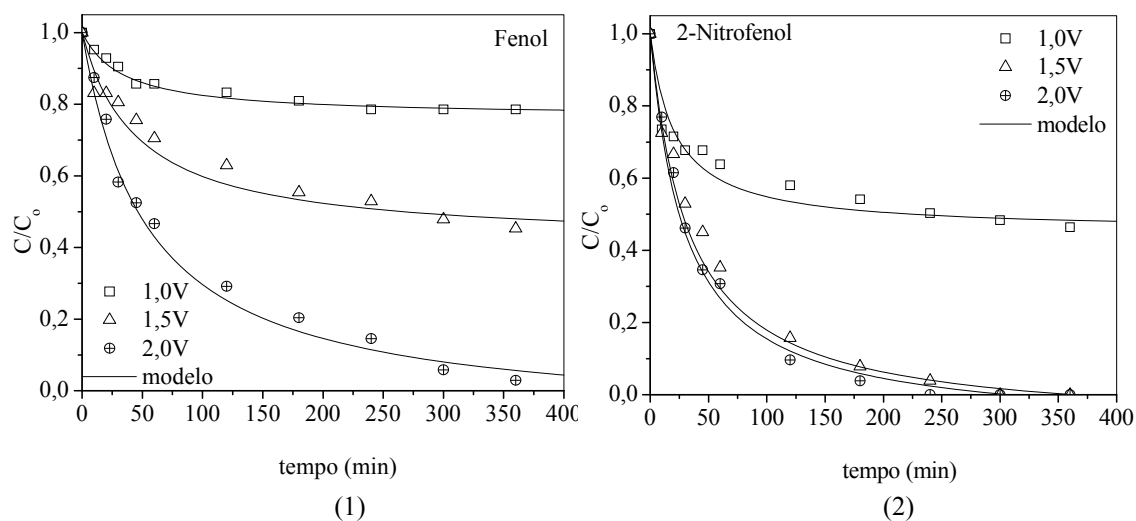




**Figura 2 - Efeito das concentrações do oxidante  $[H_2O_2]$  e do catalisador homogêneo  $[Fe^{2+}]$  na degradação via processo Fenton para as moléculas de fenol (1.a e 1.b) e 2-nitrofenol (2.a e 2.b). Condições:  $C_0 = 20 \text{ mg/L}$ ,  $T = 28^\circ\text{C}$ ,  $pH = 3 \pm 0,5$ .**



**Figura 3 – Cinética de degradação eletroquímica do fenol (1) e 2-nitrofenol (2) utilizando eletrodo dimensionalmente estável de  $Ru_{0,3}Ti_{0,7}O_2$ .  $C_0 = 20 \text{ mg/L}$ ,  $T = 28^\circ\text{C}$ .**





A análise das Figuras 1 e 2 permite constatar uma relação de proporcionalidade direta entre as concentrações dos reagentes e a taxa de degradação dos compostos fenólicos. Nos experimentos eletroquímicos observou-se um aumento da degradação dos fenóis com o aumento do valor de potencial aplicado. A Tabela 1 apresenta as taxas de degradação alcançadas para as moléculas fenólicas em cada processo oxidativo estudado.

**Tabela 1 – Variações da Taxa de degradação (%) das soluções aquosas dos compostos fenólicos em cada processo oxidativo estudado.**

Composto	Processo Oxidativo Avançado										
	Fenton ( $[H_2O_2]:[Fe^{2+}]$ mM)					Fotoquímico ( $[H_2O_2]$ mM)			Eletroquímico		
	1:1	2:1	3:0,1	3:0,5	3:1	1 mM	2 mM	3 mM	1,0V	1,5V	2,0V
Fenol	47	56	42	50	60	100	100	100	21	55	97
2-Nitrofenol	70	72	71	75	78	99	100	100	54	100	100

Comparativamente, o processo fotoquímico mostrou-se o mais eficiente na degradação dos compostos fenólicos, produzindo remoções de 100% dos mesmos em 30 minutos de reação quando a concentração de  $H_2O_2$  no meio era de 3 mM. A associação de sistemas oxidantes representados pela luz UV e peróxido mostrou-se bastante eficiente permitindo altas taxas de degradação com consumos muito de  $H_2O_2$ . Estes valores mostram boa concordância com os resultados relatados por Neamtu et al. (2002) e Xu et al. (2004).

Entre os compostos estudados é possível verificar que a molécula de 2-nitrofenol é mais facilmente degradada que a de fenol comum, obtendo-se valores superiores de degradação em cinéticas racionais mais curtas. A maior facilidade de degradação apresentada pela molécula de 2-nitrofenol pode ser atribuída à presença do grupo nitro no anel benzênico, o qual é um forte elétron retirador e contribuir para a maior instabilidade (e reatividade) da mesma, facilitando a oxidação (CAÑIZARES, et al., 2004). A modelagem cinética de pseudo-primeira ordem não linear permitiu calcular os principais parâmetros cinéticos para cada processo aplicado. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2 - Valores das constantes cinéticas para cada processo oxidativo estudado segundo modelo não-linear de pseudo-primeira.**

POA	[ ] mM	Constantes do modelo	Fenol	2-Nitrofenol
Fenton $[H_2O_2]:[Fe^{2+}]$	1:1	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,104	3,56
		$1/\sigma$	0,47	0,70
	2:1	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,121	6,76
		$1/\sigma$	0,56	0,72
	3:0,1	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,62	1,64
		$1/\sigma$	0,43	0,70
	3:0,5	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,87	4,17
		$1/\sigma$	0,50	0,75
	3:1	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	1,98	8,16
		$1/\sigma$	0,61	0,78
UV/ $H_2O_2$	1 mM	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,66	0,89
		$1/\sigma$	1,02	1,01
	2 mM	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,79	2,04
		$1/\sigma$	1,02	1,01
	3 mM	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	1,60	5,11
		$1/\sigma$	1,01	1,00
Eletroquímico	1,0V	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,007	0,026
		$1/\sigma$	0,24	0,55
	1,5V	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,013	0,033
		$1/\sigma$	0,57	1,09
	2,0V	$1/\rho$ ( $\text{min}^{-1}$ )	0,020	0,037
		$1/\sigma$	1,08	1,10





Os dados cinéticos de modelagem não-linear apresentados na Tabela 2 mostram que o 2-nitrofenol é a molécula mais susceptível à degradação em todos os processos oxidativos empregados, observando valores da constante cinética ( $1/\rho$ ) cerca de 5 vezes superior a do fenol para o processo Fenton com razão 3:0,5 e aproximadamente 4 vezes mais elevada que no processo eletroquímico a potencial eletrolítico de 1,0V.

Os valores da constante de capacidade oxidativa ( $1/\sigma$ ) indicam o sistema oxidativo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> como o mais eficiente na degradação das moléculas fenólicas, ocorrendo completa remoção de todos os compostos em 30 minutos de reação para a maior concentração de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> testada (3 mM). Desta forma, pode-se ordenar os processos empregados quanto a eficiência de degradação dos compostos fenólicos conforme a sequência: UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> > eletroquímico > reação Fenton.

## CONCLUSÕES

Os processos oxidativos mostraram ser bastante eficientes na degradação das soluções aquosas sintéticas de fenol e 2-nitrofenol.

Em geral, observa-se uma proporcionalidade entre as concentrações dos reagentes oxidantes e do potencial elétrico com a taxa de degradação para os processos oxidativos empregados.

Dentre os processos empregados, o sistema oxidativo UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> mostrou ser o mais eficiente, removendo 100% da concentração inicial de todos os compostos utilizando 3 mM do agente oxidante em um tempo de reacional de apenas 30 minutos.

A partir da modelagem cinética de pseudo-primeira ordem executada constata-se que o 2-nitrofenol é o composto mais susceptível ao ataque pelos radicais hidroxilos gerados. Este fato demonstra a forte influência do grupo substituinte nitro na cinética reacional da molécula aromática.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AL-MOMANI, F.; TOURAUD, E.; DEGOURCE-DUMAS, J. R.; ROUSSY, J.; THOMAS, O. Biodegradability enhancement of textile dyes and textile wastewater by UV photolysis, , Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, v. 153, p. 191–197, 2002.
2. ALNAIZY, R.; A. AKGERMAN. Advanced oxidation of phenolic compounds, Advances in Environmental Research, v. 4, p. 233-244, 2000.
3. CAÑIZARES, P.; SÁEZ, C.; LOBATO, J.; RODRIGO, M. A. Electrochemical treatment of 2,4-dinitrophenol aqueous wastes using boron-doped diamond anodes. Electrochemical Acta, 49 4641-4650, 2004.
4. CENTI, G.; CIAMBELLI, P.; PERATHONES, S.; RUSSO, P. Environmental catalysis: trends and outlook Catalysis Today, v. 75, p. 3-15, 2002.
5. CHAN, K. H.; CHU, W. Modeling the reaction kinetics of Fenton's process on the removal of atrazine. Chemosphere, v. 51, p. 305-311, 2003.
6. COLARIETI, M. L.; TOSCANO, G.; GRECO, G. Soil-catalyzed polymerization of phenolics in polluted waters, Water Research, v. 36, p. 3015-3022, 2002.
7. DANESHVAR, N.; BEHNAJADY, M. A.; ASGHAR, Y. Z. Photooxidative degradation of 4-nitrophenol (4-NP) in UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process: Influence of operational parameters and reaction mechanism. Journal of Hazardous Materials B, v. 139, p. 275-279, 2007.
8. GUERRA, R. Ecotoxicological and chemical evaluation of phenolic compounds in industrial effluents. Chemosphere, v. 44, p. 1737-1747, 2001.
9. LIU, R., et al. Degradation and sludge production of textile dyes by Fenton and photo-Fenton processes. Dyes and Pigments, v. 73, p. 1-6, 2007.
10. MURUGANANDHAM, M.; SWAMINATHAN M. Decolorisation of Reactive Orange 4 by Fenton and Photo-Fenton oxidation technology, Dyes and Pigments, v. 63, p. 315–321, 2004.
11. NEAMTU, M., et al. Kinetics of decolorization and mineralization of reactive azo dyes in aqueous solution by the UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation. Dyes and Pigments, v. 53, p. 93-99, 2002.
12. NOGUEIRA, R. F. P., et al. Fundamentos e Aplicações Ambientais dos Processos Fenton e Foto-Fenton. Química Nova, v. 30, n. 2, p. 400-408, 2007.



13. PANIZZA, M.; CERISOLA, G. Removal of organic pollutants from industrial wastewater by electrogenerated Fenton's reagents. *Water Research*, v. 35, n. 16, p. 3987-3992, 2001.
14. POULOPOULOS, S. G.; ARVANITAKIS, F.; PHILIPPOPOULOS, C. J. Photochemical treatment of phenol aqueous solutions using ultraviolet radiation and hydrogen peroxide. *Journal of Hazardous Materials B*, v. 129, p. 64-68, 2006.
15. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), Toxicological review of phenol, EPA/635/R-02/006, In support of summary information on the integrated risk information system (IRIS), 2002.
16. PELEGRINO, R. L.; DI IGLIA, R. A.; SANCHES, C. G.; AVACA, L. A.; BERTAZZOLI, R. Comparative study of oxide electrodes performance in electrochemical degradation of organics in aqueous solutions. *J. Braz. Chem. Soc.* v.13, 60-65, 2002.
17. YOUNG, C. A.; JORDAN, T. S. Cyanide Remediation: Current and past technologies. 10th Annual Conference on Hazardous Waste Research, 1995.
18. XU, XIANG-RONG., et al. Degradation of dyes in aqueous solutions by the Fenton process. *Chemosphere*, v. 57, p. 595-600, 2004.