

TÍTULO

EMPREGO DA LUZ SOLAR E DE GARRAFAS PET PARA REAÇÕES FOTO-FENTON

Tenente-Coronel Clóvis Eduardo Godoy Ilha

Resumo

Este artigo estuda a viabilidade do emprego da luz solar e de garrafas PET em reações foto-Fenton. Empregou-se dois tipos de contaminantes, o Pigmento Vermelho Red 53:1 e o Vermelho Red 48:2. As reações foto-Fenton empregaram soluções de 10 mg/L de contaminante e razão molar de 1 : 3 : 120 entre o pigmento, o íon férrico e o peróxido de hidrogênio. Comparou-se as eficiências das reações empregando um foto-reator de 12 litros, dispondo de lâmpada emitindo em 254 nm, e com o aproveitamento da luz solar. Nesse aproveitamento, verificou-se a possibilidade da utilização de garrafas de Polietileno tereftalato (PET) para a condução das reações. Os resultados obtidos mostram a viabilidade das reações foto-Fenton solares.

Palavras Chave: reação foto-Fenton, luz solar, garrafas PET, foto-reator, pigmentos.

1. INTRODUÇÃO

A poluição das águas e do meio ambiente por compostos orgânicos tóxicos ou não biodegradáveis causa sérios danos ao meio ambiente, bem como agravos à saúde humana e à dos animais.

A ampla diversidade de poluentes, com diferentes composições químicas e características físicas, afasta a possibilidade de emprego de um método de tratamento universal. Há, portanto, o interesse no desenvolvimento de novas tecnologias de despoluição.

Os Processos Oxidativos Avançados (POA) destacam-se dentre os diferentes processos de tratamento de efluentes líquidos. Os POA promovem a mineralização de vários poluentes orgânicos, ou seja, sua completa transformação a substâncias CO_2 , H_2O , NO_3^- , íons haleto e fosfato, óxidos etc.

A carga de poluentes nos rejeitos deve ser considerada para avaliar se o seu tratamento pode ser feito com processos oxidativos avançados. De acordo com Andreato *et al.* (1999), somente rejeitos com carga de DQO abaixo de 5 g/L poderiam ser adequadamente tratados usando-se POA, pois esses processos normalmente demandam reagentes caros e podem apresentar um elevado consumo de eletricidade. As reações de Fenton e Foto-Fenton são dois POA com amplo uso industrial.

Em 1894, o químico britânico H.J.H Fenton relatou que o íon ferroso promovia a oxida-

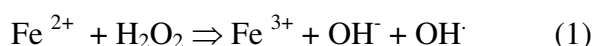
ção do ácido málico pelo peróxido de hidrogênio. Isto ocorria devido à geração de radicais hidroxila ($\text{OH}^\cdot$), que reagia com poluentes orgânicos, transformando-os em dióxido de carbono e água (Lipczynska-Kochany, 1991).

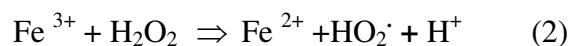
O radical hidroxila é um poderoso oxidante, com potencial de 2,8 V, inferior apenas ao do íon fluoreto (3,0 V) (Kurbus *et al.*, 2003). A maior parte dos POA baseia-se na produção dessa radical, que apresenta pouca seletividade de ataque e consegue oxidar mesmo as moléculas orgânicas mais refratárias, obtendo constantes de velocidade de reação entre 10^6 a 10^9 L/(moles . s) (Malato *et al.*, 2002).

A oxidação de um composto orgânico pelo radical hidroxila pode ocorrer por um dos três mecanismos gerais (Alnaizy e Akgermanu, 2000):

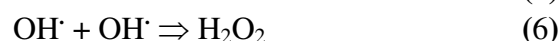
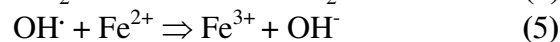
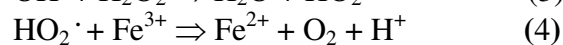
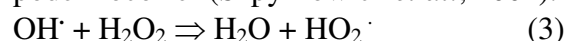
- 1) remoção de hidrogênio ($\text{HO}^\cdot + \text{RH} \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{R}^\cdot$);
- 2) transferência de elétrons ($\text{HO}^\cdot + \text{RX} \rightarrow \text{HO} + \text{XR}^\cdot$); e
- 3) adição do radical à uma ligação insaturada ($\text{HO}^\cdot + \text{X}_2\text{C}=\text{CX}_2 \rightarrow \text{X}_2\text{C}(\text{OH})-\text{C}(\text{X})_2$).

A reação de Fenton não encontrou aplicação até que, em 1932, Haber e Weiss propuseram o seguinte mecanismo para essa reação (Dutta *et al.*, 2001):





Outras reações paralelas e/ou sequenciais podem ocorrer (Szpyrkowicz *et al.*, 2001):



A reação de Fenton utiliza íons de ferro num sistema de oxidação e redução. O ferro encontra outras aplicações no tratamento de águas, como agente coagulante ou absorvente. Ele pode existir em solução como íon ferroso (Fe II), ou férrico (Fe III).

Em meio aquoso, o íon Fe^{3+} forma complexos com o OH^- . Em pH entre 2 e 5, haverá uma predominância da espécie $\text{Fe}(\text{OH})^{+2}$ em solução, que corresponde à fórmula $\text{Fe}(\text{OH}).(\text{H}_2\text{O})_5^{2+}$. Em meio neutro ou alcalino, ocorrerá a precipitação do hidróxido de ferro, formando um sedimento. (Faust e Hoigné, 1990).

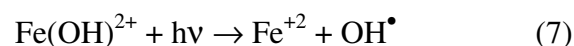
A reação de Fenton é fortemente acelerada com a irradiação de luz. Cabe lembrar que a luz é uma radiação eletromagnética, composta por fluxos de fótons que carregam quantidades discretas de energia, em movimento ondulatório, e que obedecem à seguinte relação: $E_{\text{fótons}}(\lambda) = hc/\lambda$, onde h é a constante de Planck ($6,34 \times 10^{-34}$ J s), c é a velocidade da luz e λ é o comprimento da onda.

Uma molécula tem grande probabilidade de absorver luz quando a sua frequência de ressonância é próxima à da radiação incidente. Ocorre, então, uma excitação da molécula e sua estrutura eletrônica sofre uma mudança para um estado de maior energia (Cardoso, 2005).

É muito breve o tempo em que essa molécula permanece excitada, em torno de 10^{-8} a 10^{-9} s. Após a excitação, ocorre uma relaxação, onde a molécula pode decompor-se para formar novas espécies (Skoog *et al.*, 2002).

A reação foto-Fenton baseia-se no fato do complexo $\text{Fe}(\text{OH}).(\text{H}_2\text{O})_5^{2+}$ apresentar forte absorção de radiação da luz, promovendo a geração de $\text{HO}\cdot$ e induzindo a regeneração de Fe^{+2} . De acordo com Pérez *et al* (2002), a

reação de fotólise pode ser representada pela Equação (7), que tem $k = 0,0012 \text{ s}^{-1}$



A Figura (1) apresenta o espectro de absorção do Fe^{3+} e de $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ e mostra que os complexos de Fe(III) são fotoreativos ao serem expostos a radiações de comprimento de onda entre 290 a 400 nm. Esses comprimentos de onda correspondem às faixas da irradiação ultravioleta.

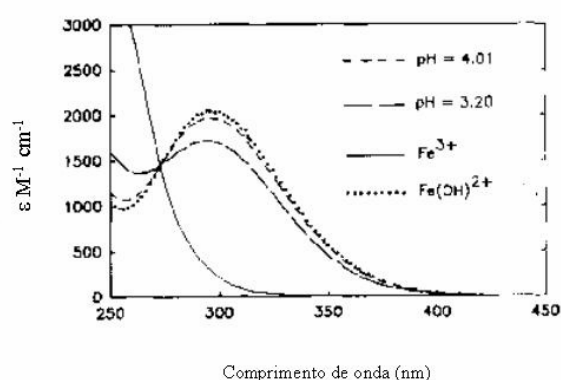


Figura 1 – Espectro de absorção molar do íon férrico (Faust e Hoigné, 1990)

A irradiação ultravioleta (UV) pode ser produzida tanto por um corpo incandescente, como no caso do sol, ou pela passagem de corrente elétrica por um gás, normalmente mercúrio vaporizado. Essa irradiação cobre uma pequena parte do espectro eletromagnético, variando de 100 a 400 nm. A faixa de UV é, ainda, dividida em três regiões: UVA, de 400-315 nm; UVB, de 315-280 nm; e UVC, de 280-100 nm (Diffey, 2002).

O espectro da irradiação solar aproxima-se à de um corpo negro de uma temperatura de 5800 K e tem uma irradiância de cerca de $1,37 \text{ kW m}^{-2}$, dos quais cerca de 9% possuem comprimento de onda menor que 400 nm (Diffey, 2002).

A Figura 2 mostra duas curvas de irradiância; a primeira referente ao espectro extra-terrestre da luz solar; e o segundo ao espectro captado ao nível da Linha do Equador. Percebe-se uma nítida diferença entre essas duas curvas.

A camada estratosférica de ozônio absorve grande parte da irradiação solar entre 200 e 300 nm. As características da irradiação que atinge a superfície terrestre dependem de fatores como o ângulo de incidência da luz, nebulosidade, concentração da camada estratosférica de ozônio e da estação do ano.

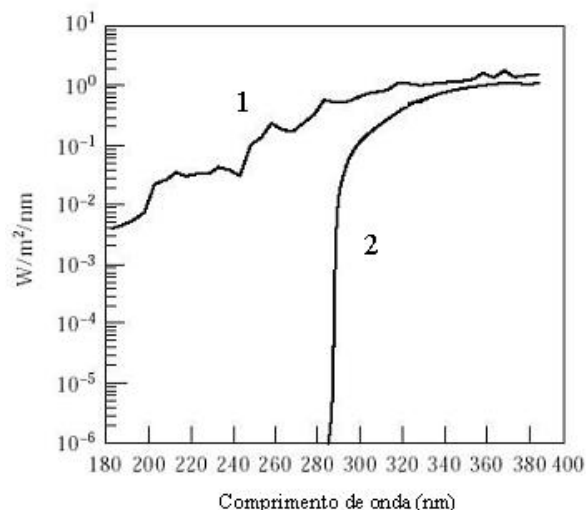


Figura 2 – Comparação entre o espectro solar extraterrestre (curva 1) e no espectro captado na Linha do Equador (curva 2) – Fonte: Cockell, 1998.

A Figura 3 compara a irradiação de um corpo negro de 5770 K, que corresponderia à luz solar captada em ambiente extraterrestre, com a que é observada na superfície terrestre. Essa figura evidencia os efeitos da atenuação atmosférica na irradiação solar, principalmente para os comprimentos de onda menores que 400 nm.

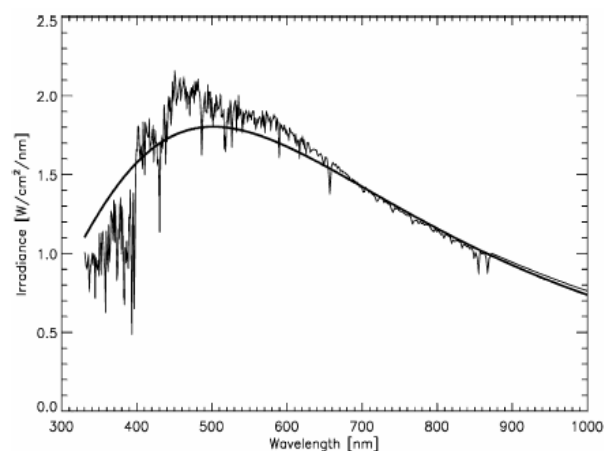


Figura 3 – Comparação entre o espectro da luz solar e o de um corpo negro a 5770 K (linha cheia) Fonte: Fligge et al, 2001.

A Tabela 1 mostra o nível de irradiação ultravioleta que atinge a superfície terrestre. Cerca de 5% da irradiação ultravioleta corresponde ao tipo de irradiação UV-B e 95% a UV-A (Maier e Horting, 2005).

Tabela 1 - Níveis de irradiação UV solar na superfície terrestre (fonte: Cockell, 1998)

Tipo de radiação UV	Nível de irradiação (W/m²)
UV-C	$\cong 0$
UV-B	3,7
UV-A	71,3

Ao comparar a curva de absorção molar dos íons férricos com o espectro da luz solar captada na superfície terrestre, verifica-se a possibilidade da utilização do sol para a promoção das reações foto-Fenton.

De acordo com Wu et al (1999) e Xu (2001), numa solução com pH igual a 3, o rendimento quântico da reação Foto-Fenton para a produção de OH. é de 0,14, em 313 nm; e 0,017, em 360 nm (Wu *et al.*, 1999; Xu, 2001). Assim, o uso íon ferroso ou férrico, conjugado com a luz UV, permite a produção do radical hidroxila em duas etapas, com a regeneração do íon Fe+2 e o reinício do ciclo de Fenton (Malato *et al.*, 2002).

O objetivo desse trabalho é o de comparar as reações foto-Fenton conduzidas em reator fotoquímico e utilizando a luz solar, na degradação de dois pigmentos monoazóicos, o “Vermelho 53:1” e o “Vermelho 48:2”, ambos produzidos e gentilmente cedidos pela Clariant do Brasil

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Reagentes

Este estudo utilizou os seguintes reagentes nesse estudo, todos em grau analítico:

- Peróxido de hidrogênio (30%)
- $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; e
- HCl.

Preparou-se a solução de Cloreto férrico pela sua dissolução em HCl concentrado antes de diluí-lo em água deionizada. As soluções de Peróxido de hidrogênio também foram preparadas com água deionizada.

As Figuras 4 e 5 mostram as fórmulas estruturais dos pigmentos “Vermelho 53:1” e “Vermelho 48:2”.

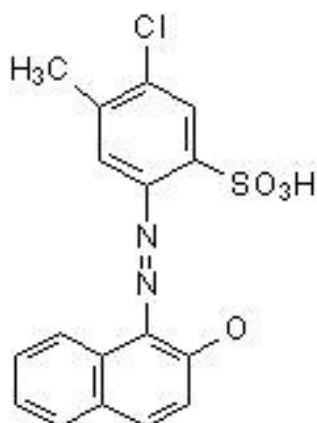


Figura 4- Pigmento Vermelho 53:1

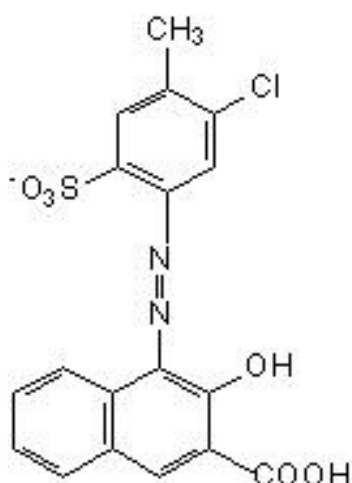
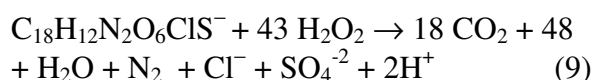
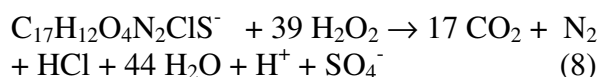


Figura 5 - Pigmento Vermelho 48:2

As Equações 8 e 9 representam as reações estequiométricas para a mineralização, respectivamente, dos pigmentos “Vermelho 53:1” e do “Vermelho 48:2”.



Em ambas equações há a formação de N_2 ao invés de HNO_3 , tal como relatado por Zoh

e Stremstom (2002) e Smith (2002) quando trataram da decomposição de compostos azóicos.

2.2 Equipamentos

Utilizou-se os seguintes reagentes nesse estudo, todos em grau analítico:

Utilizou-se um Espectrômetro Beckman DU 650 para a monitoração da absorvância das soluções contendo os pigmentos. Mediuse o pH com um equipamento Digimed DM-PH-2.

As reações em laboratório utilizaram fotoreator de aço carbono de 12 litros, contendo uma lâmpada de 15 W posicionada longitudinalmente em seu centro e emitindo 95% de sua energia em 254 nm.

Já as reações sob a luz do sol foram conduzidas ou com as soluções expostas diretamente à irradiação solar, ou contidas em garrafas de Polietileno tereftalato (PET). No primeiro caso, as soluções estavam contidas em béqueres de vidro comum, de 500 mL, com 10 cm de diâmetro, sem tampa, com a luz do sol incidindo diretamente no meio reacional.

No caso das garrafas de PET, utilizouse recipientes cilíndricos, incolores, com 6 cm de diâmetro e volume total de 500 mL. Essas garrafas foram utilizadas sempre na posição em pé e tampadas.

2.3 Procedimento experimental

Dissolveu-se os pequenos grãos de cada um dos pigmentos por meio de vigorosa agitação mecânica até a completa dissolução do pigmento em água, atingindo a concentração de 10 mg/L.

Com base em resultados anteriores, empregou-se sempre a razão molar de 1 : 3 : 120 entre o pigmento, o Fe^{+3} e o H_2O_2 .

Ajustou-se para 3,0 o pH das soluções pela adição de HCl antes do início das reações, que foram conduzidas sem agitação.

As reações no reator foto-químico empregaram 3 litros de solução e os experimentos com a luz solar utilizaram 300 mL de solução.

Os experimentos sob o sol ocorreram durante os meses de julho e agosto de 2003,

iniciando-se às 10 horas da manhã de dias de céu claro. O local dos experimentos foi no campus da Universidade de Brasília (UnB), nas coordenadas geográficas 15°45'56''S e 47°52'01'' O e a 1090 m de altitude em relação ao nível do mar.

Não se mediu as intensidades da luz emitida pela lâmpada do reator fotoquímico nem da irradiação solar. Contudo, alguns dados obtidos na literatura podem ser úteis para se avaliar a ordem de grandeza dessas intensidades.

Alnaizy e Akgerman (2000) relataram o uso de uma lâmpada de 15 W, emitindo em $\lambda=254$ nm com intensidade de 5,4 mW/cm². Já Nogueira *et al.* (2002), trabalhando em Araraquara, São Paulo (22° S e 48°O), mediram a intensidade da luz do sol, para $\lambda=360$ nm, em cerca de 1,0 mW/cm², em experimentos realizados às 10 horas da manhã, em dias de céu claro, no mês de julho de 2000.

2.4 Procedimento analítico

Na espectrometria UV-Vis, foram utilizadas cubetas de quartzo com 1 cm de lado. Antes de cada medição, mediu-se a absorvância da célula preenchida com água destilada ou da rede hidráulica da UnB, de acordo com o tipo de reação que foi desenvolvida. No final, esses valores foram descontados dos obtidos com as soluções dos pigmentos.

Tomou-se regularmente as amostras durante a reação. A concentração dos pigmentos em solução foi calculada em função da absorvância medida da solução no Comprimento de Onda Máximo (λ_{max}) de cada pigmento na região visível. Para o Pigmento Vermelho 53:1, o λ_{max} corresponde à absorção em 495 nm; e para o Vermelho 48:2, o λ_{max} é 550 nm.

A presença do naftaleno em solução foi monitorada em 310 nm, comprimento de onda que caracteriza a presença desse anel aromático (Park e Choi, 2003).

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Comparação entre as reações Foto-Fenton em fotoreator e sob a luz solar

Para comparar a eficiência entre as reações foto-Fenton solar e com o reator fotoquímico, empregou-se soluções de pigmentos Red 53:1 e de Red 48:2 em condições idênticas. A Figura 6, 7 e 8 mostram os resultados obtidos para o pigmento Red 53:1; e a Figura 9 os resultados para o Red 48:2.

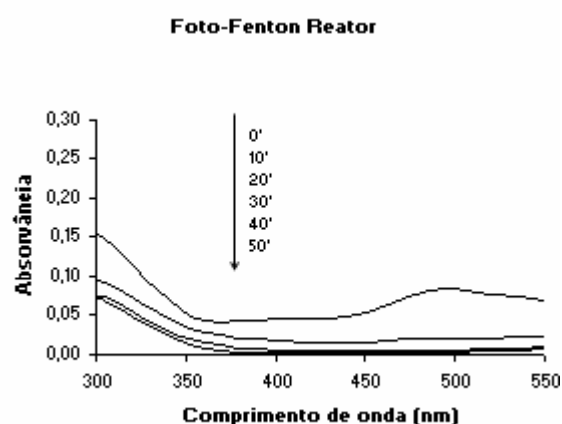


Figura 6 – Decaimento da absorvância do pigmento Red 53:1 para reação em foto-reator.

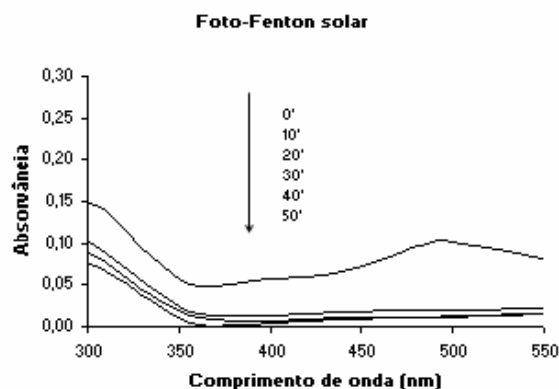


Figura 7 – Decaimento da absorvância do pigmento Red 53:1 para reação sob a luz solar

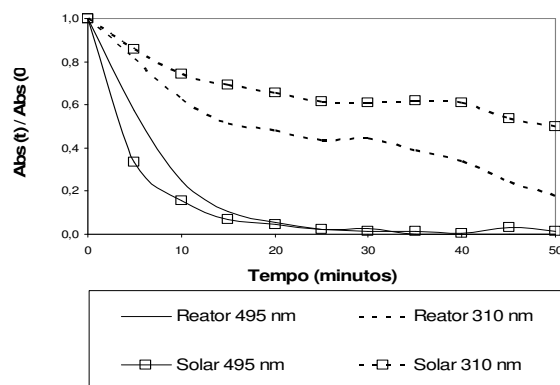


Figura 8 - Comparação entre o uso do reator e da luz solar na reação foto-Fenton para o pigmento Red 53:1

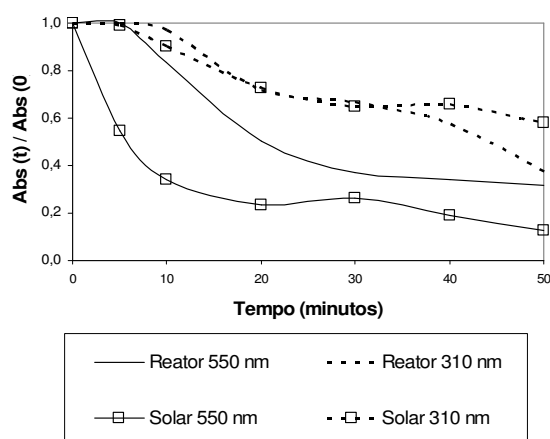


Figura 9 - Comparação entre o uso do reator e da luz solar na reação foto-Fenton para o pigmento Red 48:2

Observa-se um comportamento diferente no decaimento da absorvância dos dois pigmentos ao longo do tempo.

No caso do pigmento Red 53:1, houve uma rápida descoloração nos primeiros trinta minutos de reação, tanto no foto-reator como em exposição direta à luz solar. Por outro lado, a reação no foto-reator obteve maiores sucessos na degradação do grupo naftalênico.

Já no pigmento 48:2, houve uma descoloração mais rápida no experimento sob a luz solar. Nos quarenta primeiros minutos de reação, a velocidade da degradação da ligação naftalênica foi praticamente igual tanto para o

experimento no foto-reator, como sob a luz solar.

A maior dificuldade para a descoloração do pigmento 48:2 pode ser explicada pela ação do grupo carbonila, vizinha ao grupo hidroxila no anel naftalênico da molécula do pigmento Red 48:2. Essa carbonila também é um sítio para a formação de complexos entre esse pigmento e o íon férrico, além do formado na ligação azo do pigmento, como mostrado na Figura 8.

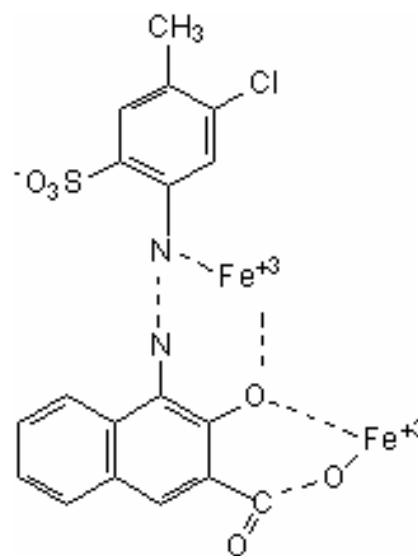


Figura 10 - Complexo entre o pigmento Red 48:2 e íons $Fe(III)$

Embora a luz solar tenha sido menos efetiva que a lâmpada UV para a degradação dos grupos naftalênicos, pode-se afirmar que o seu emprego também foi eficiente para a degradação do pigmento.

3.2 Comparação das reações foto-Fenton solares com exposição direta do sol e empregando garrafas PET.

Utilizou-se soluções de pigmento Red 53:1 contidas em béqueres ou em garrafas PET. A Figura 11 ilustra os resultados obtidos.

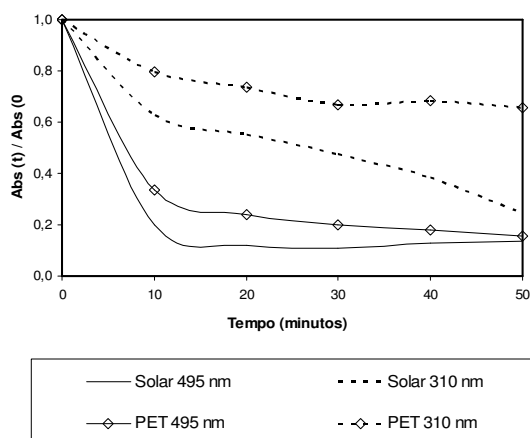


Figura 11 - Comparação entre a exposição direta à luz solar e o uso de garrafas PET, para a degradação de pigmento Red 53:1.

Verifica-se que o decaimento em 310 nm é bem mais acentuado com a exposição direta ao sol. Já a descoloração das soluções segue trajetórias semelhantes nos dois casos, sendo mais eficaz também com a exposição direta. Pode-se afirmar que o uso do PET permitiu um bom aproveitamento da luz solar.

Deve-se lembrar que o PET é um polímero termoplástico polar, com elevada estabilidade dimensional e temperatura de fusão. Ele tem alta impermeabilidade a gases e resistência química a ácidos e solventes. Apenas 21% do total de PET consumido no Brasil é reciclado. (Duarte et al, 2003).

A Figura 12, adaptada do trabalho de Yang *et al.* (2003), mostra a transmitância de um filme de PET à irradiação ultravioleta. Verifica-se que há um corte brusco da curva em torno de 320 nm e que abaixo desse valor praticamente não há passagem de luz ultravioleta pelo filme.

Tem-se, portanto, que a reação foto-Fenton solar com garrafas PET aproveitou a radiação ultravioleta do tipo UV-A, capaz de gerar radicais hidroxila.

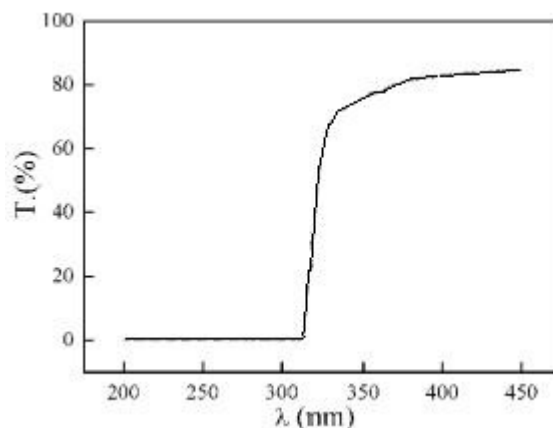


Figura 12 – Transmitância de um filme de PET à radiação UV. Fonte: Yang *et al.* (2003)

4. CONCLUSÃO

Algumas conclusões podem ser tomadas ao verificar-se as diferenças de velocidade percebidas na degradação dos dois pigmentos e na utilização do foto-reator ou da luz solar, com soluções submetidas tanto à exposição direta como contidas em garrafas PET.

Os resultados obtidos sugerem que o radical hidroxila é o principal agente de quebra da ligação azo do pigmento, o que provocaria a sua descoloração.

Já para a degradação do radical naftaleno, deve-se considerar a possibilidade de formação de complexos dos pigmentos com o Fe(III). Esses complexos tendem a impedir a ação dos radicais hidroxila.

Diante dos resultados obtidos, pode-se afirmar que houve um bom aproveitamento da luz solar para as reações foto-Fenton e que há viabilidade para o emprego de garrafas PET nesse tipo de reação.

5. BIBLIOGRAFIA

ALNAIZY, R.; AKGERMAN, A. Advanced oxidation of phenolic compounds. **Advances in Environmental Research**, 4, p.233-244, 2000.

- ANDREOZZI, R.; CAPRIO, V.; INSOLA, A.; MAROTTA, R. Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. **Catalysis Today**, 53, p. 51–59, 1999.
- CARDOSO, M.R. Estudo da birrefringência fotoinduzida por um e dois fótons em compostos azoarômáticos da família SALEN. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, 2005.
- COCKELL, C. Biological Effects of High Ultraviolet radiation on early earth: A theoretical evaluation. **J. Thor. Biol.**, 193, p. 717-729, 1998
- DIFFEY, B.L. Sources and measurement of ultraviolet radiation. **Methods**, 28, p. 4-13. 2002.
- DUARTE, L.T.; LINS, V.F.C.; MARIANO, C.; BRANCO, J.R.T.; COLLARES, M.P.; GALERY, R. Recobrimento de Poli (Tereftalato de Etileno) depositados em aço por aspersão térmica a partir de pós obtidos em diferentes condições de moagem. **Polímeros: Ciência e Tecnologia**, 13, p. 183-204, 2003.
- DUTTA, K.; MUKHOPADHYAY, S.; BHATTACHARJEE, S.; CHAUDHURI, B. – Chemical oxidation of methylene blue using a fenton-like reaction – **Journal of Hazardous Materials**, B84, p. 57-71, 2001.
- FAUST, B. C.; HOIGNÉ, J. Photolysis of Fe (III)-hydroxy complexes as sources of oh radicals in clouds, fog and rain. **Atmospheric Environment**, Vol. 24A, nº 1, p. 79 89, 1990.
- ILHA, C.E.G. Degradação de corantes e pigmentos: Utilização de Processos Oxidativos Avançados para a degradação de quatro pigmentos monoazóicos. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, 2004. Disponível em <http://br.geocities.com/clovis_ilha/>.
- KURBUS, T.; LE MARECHAL, A.M.; VONCINA; D.B. Comparison of H₂O₂-UV, H₂O₂-O₃ and H₂O₂-Fe²⁺ processes for the decolorisation of vinylsulphone reactive dyes. **Dyes and Pigments**, 58, p. 245-252. 2003.
- LIPCZYNSKA-KOCHANY, E. Degradation of aqueous nitrophenols and nitrobenzene by means of the Fenton reaction. **Chemosphere**, Vol.22, nº 5-6, p. 529-536. 1991.
- MAIER, T.; HORTING, H.C. Sunscreens – Which and what for ?. **Skin Pharmasol Physiol.**, 18, p. 253-262, 2005.
- MALATO, S.; BLANCO, J.; VIDAL, A.; RICHTER, C. Photocatalysis with solar energy at a pilot-plant scale: an overview – Review. **Applied Catalysis B: Environmental**, 37, p.1-15.2002.
- NOGUEIRA, R. F. P; TROVÓ, A. G.; MODÉ, D. F. Solar photodegradation of dichloroacetic acid and 2,4-dichlorophenol using an enhanced photo-Fenton process. **Chemosphere**, 48, p. 385–391. 2002.
- PARK, H.; CHOI, W. Visible light and Fe(III)-mediated degradation of Acid Orange 7 in the absence of H₂O₂. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, 159, p. 241–247. 2003.
- PÉREZ, M.; TORRADES, F.; DOMÈNECH, X.; PERAL, J. Fenton and Photo-Fenton oxidation of textile effluents. **Water Research**, 36, p. 2703-2710. 2002.
- SKOOG, D. A.; HOLLER, J. J.; NIEMAN, T. A. **Princípios de Análise Instrumental**. Tradução CAÇARELLI, I. *et al.* Bookman, 5^a Ed., ISBN 85-7307-976-2. 2002.
- SMITH, M.B. **Organic Synthesis**. McGraw-Hill International Edition, 2^a Ed. 2002. ISBN 0-07-048242-X
- SZPYRKOWICZ, L.; JUZZOLINO, C.; KAUL, S. N. – A comparative study on oxidation of disperse dyes by eletrochemical process, ozone, hypochlorite and fenton reagent – **Water Research**, 35, p: 2129-2136, 2001

WU, K.; XIE, Y.; ZHAO, J.; HIDAKA, H. Photo-Fenton degradation of a dye under visible light irradiation. **Journal of Molecular Catalysis A: Chemical**, 144, p.77-84. 1999.

XU, Y.; Comparative studies of the $\text{Fe}^{3+/2+}$ -UV, H_2O_2 -UV, TiO_2 -UV/Vis systems for the decolorization of a textile dye X-3B in water, **Chemosphere**, 43, p. 1103-1107. 2001.

YANG, P; DENG, J.Y; YANG, W.T. Confined photo-catalytic oxidation: a fast surface hydrophilic modification method for polymeric materials. **Polymer**, 44, p 7157-7164. 2003

ZOH, K. D.; STENSTRON, M. K. Fenton oxidation of Hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) and Octahydro-1,3,5,7-tetranitro-1,3,5,7-tetrazocine (HMX). **Water Research**, 36, p.1331–1341. 2002.