

II-282 - PROCESSO OXIDATIVO AVANÇADO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CELULOSE KRAFT BRANQUEADA TRATADO BIOLÓGICAMENTE**Renata de Oliveira Pereira** ⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Engenharia Civil área de Saneamento (UFV). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP).

Raphael Correa Medeiros

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Doutorando em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP).

Ann Honor Mounteer

Bióloga pela McGill University. Doutora em Microbiologia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Civil da UFV.

Mario de Castro Andrade Filho

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia de Produção pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Doutor em Estatística pela Universidade de São Paulo (USP). Professor do Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação (ICMC – USP).

Endereço ⁽¹⁾: Rua José Narciso Netto, 32 - Santa Cecília - Juiz de Fora - MG - CEP: 3026-190 - Brasil - Tel: (32) 32323808 - e-mail: pereira.or@gmail.com

RESUMO

Efluentes de celulose Kraft branqueada de eucalipto possuem elevado potencial poluidor e são caracterizados pela presença de inúmeros compostos recalcitrantes, como a lignina, que lhes confere baixa biodegradabilidade e alto nível de cor. Os processos oxidativos avançados (POAs) vêm no intuito de aumentar a eficiência dos tratamentos, entre eles o biológico, a partir da geração de um oxidante forte – radicais hidroxila – a fim de promover a mineralização parcial ou total da matéria orgânica. Neste trabalho foram utilizadas configurações de POAs com dióxido de titânio (TiO₂), peróxido de hidrogênio (H₂O₂) e radiação ultravioleta durante 60 minutos em reator de bancada. Para os experimentos, foi utilizado efluente tratado biologicamente por lodos ativados. Os parâmetros estudados só foram significativos nos primeiros 10 minutos de tratamento com POAs, exceto para a lignina; todos conseguiram remover 50% dos carboidratos, com posterior estabilização, passados 10 minutos de tratamento. A remoção de cor (23%) e DBO₅ (23%) foi maior no tratamento com 5mmol L⁻¹ H₂O₂/TiO₂/UV. A máxima remoção de DQO foi de 11%, também para o tratamento com 5mmol L⁻¹ H₂O₂/TiO₂/UV; porém, em 10 minutos, o tratamento apenas com 5mmol L⁻¹ H₂O₂/UV atingiu 10% de remoção para este parâmetro. O TiO₂ atacou preferencialmente a matéria orgânica de fácil degradação, enquanto que o H₂O₂, a de difícil degradação. Além disso, o dióxido de titânio atuou como potencializador do efeito do peróxido de hidrogênio.

PALAVRAS-CHAVE: POAs, celulose Kraft branqueada, biodegradabilidade, pós-tratamento biológico; TiO₂/H₂O₂/UV.

INTRODUÇÃO

O Brasil é o 5º produtor mundial de celulose kraft branqueada (ABTCP). Valores típicos da carga poluente em efluentes de celulose kraft branqueada de eucalipto variam de 500 a 1500 mg DQO L⁻¹, 200 a 800 mg DBO₅ L⁻¹ e 10 a 20 mg AOX L⁻¹ (PEREIRA, 2004). As fábricas de celulose kraft branqueada consomem grandes quantidades de água em seu processo produtivo e geram de 30 a 60 m³ de efluentes para cada tonelada de celulose produzida (SPRINGER, 1999). A biodegradabilidade do efluente de fábricas de celulose kraft branqueada - razão DBO₅/DQO - geralmente se encontra na faixa de 0,1 a 0,4 (MOUNTEER, 2000; POKHREL ; VIRARAGHAVAN, 2004).

Uma substância encontrada em efluentes de celulose kraft é a lignina residual, que, se não for removida no sistema de tratamento, poderá provocar impactos negativos no corpo receptor devido à sua baixa biodegradabilidade e alto nível de cor. Além da lignina, vários outros compostos podem ser encontrados em efluentes de celulose, tais como clorofenóis, dioxinas, furanos e outros compostos clorados, resultantes da reação da lignina residual e extrativos da madeira com o dióxido de cloro (CHANG et al., 2004; POKHREL & VIRARAGHAVAN, 2004). Estes compostos são tóxicos, recalcitrantes e acumulam-se nos sedimentos e em vários níveis da cadeia trófica (YEGER et al., 2000).

Os tratamentos convencionais que envolvem processos físicos e biológicos não conseguem uma completa mineralização da matéria orgânica recalcitrante nos efluentes de celulose branqueada. O tratamento biológico mais comumente empregado é o processo de lodos ativados (TSANG et al., 2007). Este tratamento pode atingir uma remoção de DBO₅ até mesmo acima de 90%; entretanto, a remoção de DQO se mantém em um faixa entre 40 – 80% patamar nem sempre suficiente para atender à legislação (POKHREL & VIRARAGHAVAL, 2004).

Sendo assim, há a necessidade de aumentar a eficiência destes tratamentos, para que os mesmos possam ser lançados no corpo receptor. Os processos oxidativos avançados (POAs) vêm sendo muito estudados, pois utilizam de um oxidante forte para a degradação da matéria orgânica recalcitrante. O processo consiste na geração do radical hidroxila (OH[•]), que possui um alto poder oxidante, para promover a mineralização parcial ou total da matéria orgânica. Este radical tem potencial de oxidação de 2,8 V, menor apenas do que o flúor. Os POAs são processos não seletivos que podem degradar inúmeros compostos.

O uso de POAs em efluentes de difícil degradação parece ser uma técnica promissora. O uso de H₂O₂/UV, TiO₂/UV, H₂O₂/TiO₂/UV, O₃, H₂O₂/O₃, e reação de Fenton são alguns dos processos oxidativos avançados que vêm sendo estudados (GOGATE e PANDIT, 2004; SHU; CHANG, 2005).

Mounter et al. (2007) estudaram o tratamento utilizando UV/H₂O₂ e UV/TiO₂/H₂O₂ como pré-tratamento com o intuito de aumentar a biodegradabilidade do efluente para posterior remoção em um tratamento biológico. No entanto, o tratamento com UV/H₂O₂ e UV/TiO₂/H₂O₂ não levou a um aumento efetivo da biodegradabilidade, o que pode ter ocorrido devido às altas concentrações de cloretos e matéria orgânica, que agem como sequestradores do radical hidroxila. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o tratamento através dos POAs, após o tratamento biológico, para considerar o seu possível uso como: tratamento intermediário entre dois tratamentos biológicos ou como tratamento de polimento após o biológico.

MATERIAIS E MÉTODOS

Uma amostra de efluente de uma indústria de branqueamento de celulose kraft, localizada no Brasil, foi coletada em agosto de 2006. A amostra foi tratada no sistema de lodos ativados de bancada, com TDH de 2 horas, para posterior tratamento com POAs. A caracterização dos efluentes - bruto e tratado biologicamente - encontra-se na Tabela 1.

A redução de cerca de 50 % na DQO no tratamento biológico é capaz de favorecer o tratamento por POA, uma vez que a própria matéria orgânica em concentração muito elevada pode reduzir a eficiência do POA (GOGATE; PANDIT, 2004). Por outro lado, a baixa remoção de cloretos no tratamento biológico não beneficia um posterior tratamento por POAs, pois os cloretos podem consumir os radicais hidroxila em reações secundárias indesejáveis (GOGATE; PANDIT, 2004).

O tratamento biológico de bancada foi mantido em 35°C; o tempo médio de residência celular da biomassa foi mantido em 10 dias; o oxigênio dissolvido (OD) mantido acima de 2 mg.L⁻¹; pH ajustado a 6,5-7,5 e a relação DBO₅:N:P igual a 100:5:1. O reator foi inoculado com lodo biológico coletado do tanque de aeração de uma fábrica de celulose do Brasil. A alimentação contínua do efluente e a recirculação do lodo eram realizadas por uma bomba peristáltica.

Tabela 1: Caracterização dos efluentes de branqueamento bruto e tratado biologicamente com TDH de 2 h

Parâmetros	Bruto	Tratado Biologicamente
Carboidratos (mg glicose L ⁻¹)	211 ± 9	89 ± 11
Cloretos (mg Cl ⁻ L ⁻¹)	480	460 ± 24
Cor (mg Pt L ⁻¹)	279 ± 33	352 ± 35
COT (mg L ⁻¹)	730	238 ± 53
DBO (mg L ⁻¹)	342 ± 16	124 ± 22
DBO/DQO	0,24	0,18 ± 0,03
DQO (mg L ⁻¹)	1399 ± 10	706 ± 38
Lignina (mg fenol L ⁻¹)	6,7 ± 0,3	6,1 ± 1,1
pH	4,9	8,1 ± 0,2

Os POAs foram realizados em batelada, em reator de bancada com 8 cm de diâmetro por 20 cm de altura, com uma lâmpada ultravioleta (125 W) protegida por um tubo de quartzo localizado no centro do reator. Para manter o efluente sob mistura, o efluente era recirculado por meio de uma bomba com vazão de aproximadamente 4,5 mL.s⁻¹, imersa em um béquer de 1L, acondicionado em banho de gelo para manter a temperatura a 35 °C. O volume do reator era de 0,8 L enquanto o volume útil do béquer era de 2L.

O tratamento com POAs foi realizado em duplicata e as variáveis avaliadas foram: o tempo - 10, 20, 30, 45 e 60 min; a ausência e presença de TiO₂ e as concentrações de peróxido de hidrogênio de 0, 2 e 5 mmol L⁻¹. O TiO₂ (P25, Degussa, São Paulo) foi imobilizado com 8,3 mg de TiO₂ por cm² na parede do reator. O H₂O₂ adicionado apresentava concentração de 30% v/v. O residual de peróxido foi quantificado por titulação iodométrica (DENCE; REEVES, 1996) e neutralizado com sulfito de sódio. O potencial redox (ORP) do efluente foi quantificado ao longo do tratamento oxidativo por meio de um medidor de pH (Digimed, modelo DM-20) para determinar sua correlação com os outros parâmetros quantificados. Carboidratos foram analisados de acordo com Dubois et al. (1956); cor por Colorimetria (465 nm), após ajuste a pH 7,6 (SCAN, 1989); cloretos, COT, DBO₅, DQO e lignina, de acordo com APHA (1998).

A avaliação da influência dos fatores intervenientes (tempo e tratamento) sobre as variáveis coletadas foi verificada com o auxílio de modelos lineares (VENABLES & RIPLEY, 2002). O nível de significância adotado foi de 5%. Os resultados foram obtidos no sistema R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

RESULTADOS

A Tabela 2 e 3 contém uma síntese dos modelos lineares ajustados aos dados. São fornecidas as probabilidades de significância dos coeficientes. Quanto aos tratamentos, as diferenças são dadas em relação ao tratamento com 2 mmol L⁻¹ H₂O₂/UV na tabela 2 e na tabela 3; o tratamento referência é o 5 mmol L⁻¹ H₂O₂/TiO₂/UV, ao passo que em relação ao tempo consideramos diferenças sucessivas. Para exemplificar, levando em consideração a tabela 3, com a variável lignina apenas o tratamento com 5 mmol L⁻¹ H₂O₂/TiO₂/UV acarreta diferença significativa em relação a 2 mmol L⁻¹ H₂O₂/UV, além de todas as variações temporais também serem significativas.

Tabela 2: Probabilidades de significância dos coeficientes.

	Variável						
	DQO	DBO	DBO/DQO	Carboidratos	COT	Lignina	Cor
Tratamento (referência: H ₂ O ₂ 5 mmol/l/TiO ₂ /UV)							
H ₂ O ₂ a 2 mmol/l/UV	NS	0,0176	NS	0,0002	0,0012	0,0001	0,0116
H ₂ O ₂ a 5 mmol/l/UV	0,0133	0,0370	0,0072	NS	NS	0,0032	0,0002
TiO ₂ /UV	0,0022	NS	NS	NS	0,0192	< 0,0001	< 0,0001
Tempo							
0 para 10 min	0,0072	0,0005	0,0082	< 0,0001	< 0,0001	0,0003	0,0064
10 para 20 min	NS	NS	NS	NS	NS (0,0636)	0,0014	NS
20 para 30 min	NS	NS	NS	NS	NS (0,0680)	0,0174	NS
30 para 45 min	NS	NS	NS	NS	NS	0,0063	NS
45 para 60 min	NS	NS	NS	NS	NS	0,0152	NS

Nota. NS: não significativa (alguns valores são apresentados).

Tabela 3: Probabilidades de significância dos coeficientes.

	Variável						
	DQO	DBO	DBO/DQO	Carboidratos	COT	Lignina	Cor
Tratamento (referência: H ₂ O ₂ a 2 mmol/UV/l)							
H ₂ O ₂ a 5 mmol/UV	0,0002	NS	NS	0,0002	0,0004	NS	NS (0,0700)
H ₂ O ₂ 5 mmol/l/TiO ₂ /UV	NS	0,0176	NS	0,0002	0,0012	0,0006	0,0116
TiO ₂ /UV	NS	NS	NS (0,0649)	< 0,0001	NS	NS	< 0,0001
Tempo							
0 para 10 min	0,0072	0,0005	0,0082	< 0,0001	< 0,0001	0,0003	0,0386
10 para 20 min	NS	NS	NS	NS	NS (0,0636)	0,0014	NS
20 para 30 min	NS	NS	NS	NS	NS (0,0680)	0,0174	NS
30 para 45 min	NS	NS	NS	NS	NS	0,0063	NS
45 para 60 min	NS	NS	NS	NS	NS	0,0152	NS

Nota. NS: não significativa (alguns valores são apresentados).

Como podem ser verificadas na tabela 2 e 3, todas as variáveis, exceto a lignina, são significativas nos primeiros 10 minutos e depois passam a não apresentarem diferença significativa, demonstrando que o tratamento deve ser realizado até 10 minutos.

Os efeitos da dose de peróxido e da presença de dióxido de titânio no tratamento pelo processo H₂O₂/TiO₂/UV e H₂O₂/UV estão apresentados na Figura 1. O tratamento pelo processo H₂O₂/UV levou à remoção de DQO, sendo que o aumento da dose de peróxido - de 2 para 5 mmol L⁻¹ - aumentou significativamente a remoção de 5 para 10%, para um tempo de reação de 10 min. Fato este confirmado pela análise estatística (tabela 2 e 3). Já o tratamento com 2 mmol L⁻¹/H₂O₂/UV foi estatisticamente igual ao tratamento com 5 mmol L⁻¹/H₂O₂/TiO₂/UV com remoções de 5% e 3% respectivamente no tempo de 10 min. O tratamento com TiO₂/UV resultou em remoção de DQO da ordem de 2 a 4%, e se manteve relativamente estável ao longo do tratamento (Figura 1A).

A presença de TiO₂, juntamente com o peróxido (5 mmol L⁻¹), levou a uma remoção de 8% da DQO no tempo de 20 min, chegando a 11% após 60 min. No entanto, a presença de TiO₂ parece ter influenciado na degradação da matéria orgânica biodegradável. No tempo de 10 min, a presença de TiO₂, tanto na ausência como na presença de 5 mmol L⁻¹ de H₂O₂, resultaram em remoção de 23% da DBO₅. Já o tratamento somente com H₂O₂, na ausência de TiO₂, resultou em remoção média de DBO₅ de apenas 10% no tempo de 10 min e remoção máxima de 17% para a dose de 2 mmol L⁻¹ H₂O₂ no tempo de 20 min (Figura 1B). Confirmado pela tabela 2 e 3, houve diferença significativa dos tratamentos com dióxido de titânio para os tratamentos apenas com peróxido quanto à remoção de DBO.

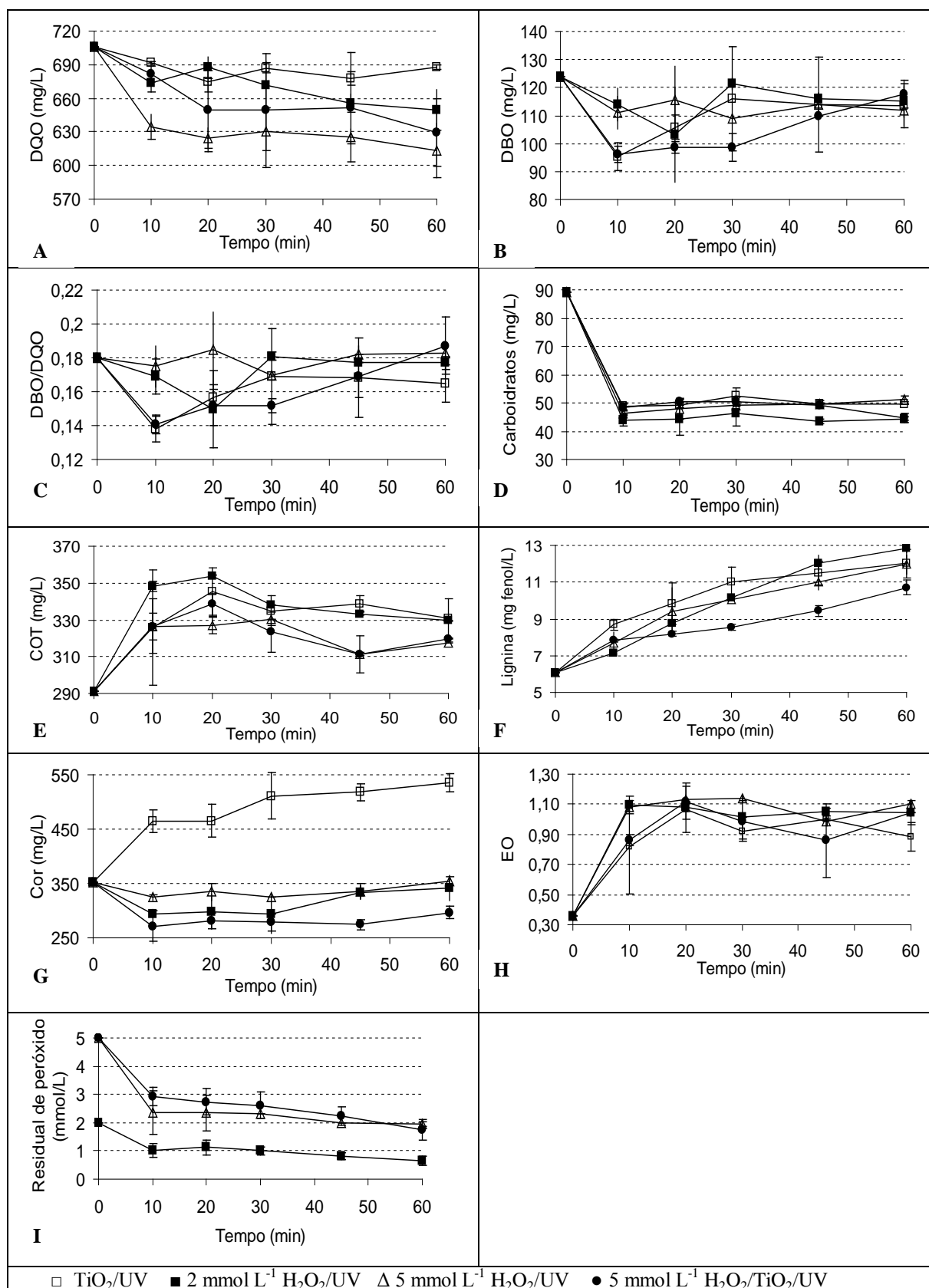


Figura 1: Efeito da dose de H_2O_2 e da presença de TiO_2 na biodegradabilidade do efluente de branqueamento após tratamento biológico (TDH = 2h). Média de dois tratamentos. (Barras de erro indicam o desvio padrão). Continuação

A presença de TiO_2 apresentou variações, em termos da biodegradabilidade. Nos primeiros 10 min os tratamentos na presença de TiO_2 atacaram preferencialmente a DBO_5 , fato este confirmado pela diminuição da biodegradabilidade de 0,18 para 0,14. Após 10 min de tratamento ocorreu o aumento da relação DBO_5/DQO de 0,14 para 0,19 com a transformação de DQO em DBO_5 . A transformação de DQO em DBO_5 é favorável para um posterior tratamento biológico; no entanto, no geral, a biodegradabilidade foi de 0,18 para 0,17 após 60 min. Já o tratamento com $5 \text{ mmol L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ obteve um aumento de 0,18 para 0,185 com 20 min de tratamento (Figura 1C).

Resumindo, o dióxido de titânio, na ausência de peróxido de hidrogênio, atacou preferencialmente a matéria orgânica biodegradável (DBO_5) até os primeiros 10 min. O aumento da dose de H_2O_2 de 2 para 5 mmol L^{-1} fez com que houvesse ataque preferencial a DQO , sem transformação da DQO em DBO_5 , uma vez que a relação DBO_5/DQO se manteve praticamente inalterada ao longo do tratamento, devido à remoção proporcional de DQO e DBO_5 . O tratamento na presença de TiO_2 foi benéfico, resultando em aumento da biodegradabilidade após o tempo de 10 min. No entanto, ao comparar o tratamento com TiO_2/UV a uma dose baixa de peróxido (2 mmol L^{-1}) não há diferenças significativas na biodegradabilidade (tabela 2).

Nos primeiros 10 min houve uma remoção de aproximadamente 50% dos carboidratos para todos os tratamentos realizados (Figura 1D). Entretanto, após os primeiros 10 min, a remoção se estabilizou em todos os tratamentos. O tratamento com 2 mmol L^{-1} de peróxido apresentou diferença significativa se comparado aos outros tratamentos – remoção de 51%; o aumento da dose de peróxido e a presença de TiO_2 não mostraram influencia significativa na remoção. As remoções foram de 48%, 45% e 44%, respectivamente, para os tratamentos com $5 \text{ mmol L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, $5 \text{ mmol L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2/\text{TiO}_2/\text{UV}$ e TiO_2/UV .

Houve um aumento de COT e lignina em todos os tratamentos (Figura 1E e 1 F), este fato pode estar ligado à quantificação de compostos, que antes estavam no estado coloidal e foram solubilizados durante o tratamento oxidativo.

A remoção de cor em todos os tratamentos ocorreu nos primeiros 10 min e se estabilizou após esse tempo (Figura 1G). O tratamento com TiO_2/UV levou a um aumento da cor, porém o tratamento com $5 \text{ mmol L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2/\text{TiO}_2/\text{UV}$ foi o que apresentou a maior remoção de cor (23%), atestando que o dióxido de titânio potencializou o efeito do peróxido - fato este já observado para a DQO e DBO_5 . No tratamento com $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ houve maior remoção de cor na dose de 2 mmol L^{-1} de H_2O_2 (16%) em relação à dose de 5 mmol L^{-1} (8%).

O estado médio de oxidação (EO) do efluente aumentou nos primeiros 10 a 20 min de reação e depois se estabilizou (Figura 1H), indicando que não se deve estender a reação por mais tempo. Esse resultado condiz com o residual de H_2O_2 encontrado nos efluentes (Figura 1I), que mostrou uma tendência de estabilização após os primeiros 10 min de tratamento.

O tratamento com $5 \text{ mmol L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2/\text{UV}$ foi o que teve melhor desempenho dentre os estudados, tanto por ter degradado DQO como por ter mantido a DBO_5 praticamente inalterada ao longo do tratamento. Apesar disso, o aumento da biodegradabilidade foi de 0,180 para 0,185, e não justifica a utilização deste tratamento como intermediário entre duas etapas biológicas. Embora a DBO_5 do efluente (120 mg L^{-1}) após o tratamento químico fosse suficientemente alta para realizar uma etapa biológica de polimento, grande parte dos carboidratos - substratos facilmente degradados no tratamento biológico - já foram removidos, enquanto o teor de lignina, de difícil remoção biológica, aumentou. Além disso, o residual de H_2O_2 (Figura 1H) ainda se encontrou muito alto, mesmo após 60 min de tratamento na menor dose aplicada (2 mmol L^{-1}). Esse H_2O_2 seria tóxico aos microrganismos e teria que ser removido antes do tratamento biológico posterior.

Poderíamos considerar os POAs como pós-tratamento do efluente de celulose, mas mesmo assim o efluente não estaria dentro dos padrões de lançamento. O tratamento que levou a maior remoção de DQO ($5 \text{ mmol L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2/\text{UV}$) chegou a uma remoção global (biológico + POA) de 56% para DQO e de 67% para a DBO_5 . Contudo, a legislação do estado de Minas Gerais (COPAM, 2008) exige uma remoção de 75% ou 180 mg L^{-1} de DQO e remoção de 85% ou 60 mg L^{-1} de DBO_5 , patamar não alcançado pelo tratamento biológico + POA.

CONCLUSÕES

A presença de dióxido de titânio ataca preferencialmente a matéria orgânica de fácil degradação e a presença de peróxido degrada a matéria orgânica de difícil degradação, mas não fica claro se essa degradação é devido à transformação de DQO em DBO₅ ou o ataque é diretamente na matéria orgânica de difícil degradação.

Para a remoção de cor e DBO₅, o tratamento com 5 mmol L⁻¹ H₂O₂/TiO₂/UV é o mais indicado. Para a remoção de carboidratos, o melhor tratamento foi com 2 mmol L⁻¹ H₂O₂. Já para a remoção de DQO, o melhor tratamento foi com 5 mmol L⁻¹ H₂O₂ /UV. O tempo dos tratamentos químicos deve ser de até 10 minutos.

Os tratamentos testados não chegaram a uma remoção suficiente que justificasse o seu uso como pós-tratamento de um efluente de celulose Kraft tratado biologicamente, nem como tratamento de polimento ao tratamento biológico. No entanto, como a remoção de DQO foi de 10% para o tratamento com 5 mmol L⁻¹ H₂O₂ /UV, devido ao baixo tempo de contato - 10 minutos, e aliado ao fato de se ter ainda um residual de peróxido, recomenda-se testar o aumento da intensidade da lâmpada e o aumento da dose de peróxido. Com isso, poderia ocorrer uma maior remoção de DQO, o que acarretaria sua utilização como tratamento de polimento. Assim, para empresas, um tempo de 10 minutos aliado a uma maior remoção de DQO justificaria o uso em escala real.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION/AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION/WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1998). 20th ed., Washington DC, USA.1998.
2. BRASIL. Deliberação normativa Conjunta COPAM/CERH-MG Nº1, de 05 de maio de 2008.2008.
3. CHANG, C., MA, Y.S., FANG, G.C., CHAO, A.C., TSAI, M.C., SUNG, H.F. Decolorizing of lignin wastewater using the photochemical UV/TiO₂ process. Chemosphere, v. 56, p. 1011- 1017, 2004.
4. DENCE, C.; REEVE, D. The bleaching of pulp. Atlanta: Tappi Press, 1996.
5. FERREIRA, I.V.L., DANIEL, L.A. Fotocatálise heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 4, p. 335-342, 2004.
6. GOGATE, P.R., PANDIT, A.B. A review of imperative technologies for wastewater treatment II: hybrid methods. Advances in Environmental Research, v. 8, p. 553-597, 2004.
7. MOUNTEER, A., H. Caracterização de lodos ativados e de efluentes de branqueamento ECF e TCF de polpa kraft de eucalipto. 2000. 114 p. Tese (Doutorado em microbiologia agrícola), UFV- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.
8. MOUNTEER, A. H., PEREIRA, R. O., MORAIS, A. .A., RUAS, D. B., SILVEIRA, D. S. A., VIANA, D. B., MEDEIROS, R. C. Advanced oxidation of bleached eucalypt kraft pulp mill effluent. Water Science and Technology, v. 55, p. 109-116, 2007.
9. PEREIRA, O.R. Combinação de tratamento químico e biológico para a remoção de DQO recalcitrante em efluentes de celulose Kraft branqueada: Aplicabilidade da fotocatálise heterogênea com TiO₂. Viçosa: UFV, 2004. 37p. (Relatório final PIBIC/CNPQ/UFV).
10. POKHREL, D., VIRARAGHAVAN, T. Treatment of pulp and paper mill wastewater – a review. Science of the Total Environment, v. 333, p. 37-58, 2004.
11. R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, (2008). ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.
12. SCAN – Scandinavian Pulp, Paper and Board testing Committee. Test Methods. Estocolmo: SCAN, 1989.
13. SHU, H., CHANG, M. Pilot scale annular plug flow photoreactor by UV/H₂O₂ for the decolorization of azo dye wastewater. Journal of Hazardous Materials B, v.125, p. 244-251, 2005.
14. TSANG, Y.S., HUA, F.L., CHUA, H., SIN, S.N., WANG, Y.J. Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor.Biochemical Engineering Journal, 34, 193-199, 2007.
15. VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. Modern Applied Statistics with S. Fourth edition. Springer, New York, 2002.
16. www.abtcp.org.br/Pagina.aspx?IdSecao=152,153 acessado em 12/09/08
17. www.celso-foelkel.com.br
18. www.celso-foelkel.com.br acessado em 12/09/08
19. YEGER, M. C., FREER, J., MARTÍNEZ, M., MANSILLA, H. D. Bacterial response to photocatalytic degradation of 6- chlorovanillin. Chemosphere, v. 41, p. 1257-1261, 2000.