

## POTENCIAL DE APLICAÇÃO DO PROCESSO FOTO-FENTON/SOLAR COMO PRÉ-TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS

Ricardo Dalla Villa, Milady R. Apolinário da Silva e Raquel F. Pupo Nogueira\*

Departamento de Química Analítica, Instituto de Química de Araraquara, Universidade Estadual Paulista, CP 355, 14801-970 Araraquara – SP, Brasil

Recebido em 1/6/06; aceito em 3/5/07; publicado na web em 5/10/07

POTENTIAL APPLICATION OF SOLAR/PHOTO-FENTON PROCESS FOR THE PRE-TREATMENT OF WASTEWATER FROM DAIRY INDUSTRY. Dairy wastewater is characterized by frequent episodes of drastic increases of organic content, giving rise to bulking filamentous bacteria and compromising the biological treatment process. This study reports the reduction of organic content of such wastewater by the application of the solar photo-Fenton process. For a wastewater containing 335, 2627 or 5400 mg C L<sup>-1</sup> between 90% and 50% of the organic carbon content were removed after 3.5 h irradiation. The results show that the solar photo-Fenton process can be a good alternative for the abatement of organic content of dairy wastewater, especially in cases of organic content fluctuation, allowing an efficient biological treatment.

Keywords: dairy effluent; organic matter; AOP.

### INTRODUÇÃO

O grande volume de água necessário para o beneficiamento do leite coloca as indústrias de laticínios como uma das principais geradoras de efluentes industriais. Estima-se que para cada litro de leite beneficiado sejam gerados cerca de 2,5 L de efluente. A produção anual de leite no Brasil é superior a 15 bilhões de L o que corresponde à geração de mais de 40 bilhões de L de efluente por ano<sup>1</sup>. A situação é ainda mais crítica em países como a Índia, onde a produção de leite e a demanda por produtos lácteos são extremamente grandes<sup>2</sup>.

Esses efluentes apresentam uma elevada demanda química e bioquímica de oxigênio como consequência da grande quantidade de lipídios, carboidratos e proteínas, que conferem ao sistema uma alta carga orgânica. Quando são lançados em corpos d'água sem tratamento adequado, reduzem drasticamente a concentração de oxigênio dissolvido e colocam em risco todo o ecossistema aquático.

Os processos biológicos são os mais utilizados no tratamento desse tipo de efluente, no entanto, apesar de economicamente viáveis apresentam uma série de limitações práticas<sup>3</sup>. A biodegradação efetiva também depende de uma população microbiana diversificada e estável, da interação entre os diversos microrganismos presentes no meio, do pH e da temperatura entre outros fatores, que nem sempre são controlados com facilidade. Além disso, o longo tempo de tratamento e a grande área necessária para a implantação das estações de tratamento podem dificultar a aplicação dos processos biológicos.

Um outro problema bastante comum é a oscilação da carga orgânica no efluente de laticínio, que pode causar o intumescimento do lodo e comprometer a eficiência dos processos biológicos<sup>4</sup>. Este problema pode ser evitado por meio de uma etapa de pré-tratamento, ou um tratamento emergencial que possa baixar rapidamente a carga orgânica e permitir o prosseguimento do tratamento biológico.

Processos baseados na reação de Fenton têm sido aplicados com sucesso no tratamento de diversos tipos de efluentes industriais<sup>5</sup>. Esses processos são caracterizados pela geração de radicais

hidroxila ( $\cdot\text{OH}$ ) por meio da decomposição do peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) catalisada por  $\text{Fe}^{2+}$  em meio ácido<sup>6</sup>, Equação 1



O elevado potencial de redução do radical hidroxila (2,8 V contra o eletrodo normal de hidrogênio/ENH) possibilita a oxidação não seletiva de uma variedade de compostos orgânicos. Uma das grandes vantagens desses processos é a possibilidade de utilização da irradiação solar para aumentar a eficiência de degradação. Os íons férricos formados durante a decomposição do  $\text{H}_2\text{O}_2$  (Equação 1) são hidrolisados formando hidroxí complexos. A irradiação destas espécies na região do UV-vis produz  $\text{Fe}^{2+}$ , que pode ser novamente consumido na reação de Fenton, e radicais hidroxila ( $\cdot\text{OH}$ ), como mostrado na Equação 2.



A combinação das reações representadas pelas Equações 1 e 2 é a base do processo foto-Fenton, que tem sido utilizado com sucesso na degradação de inúmeros contaminantes orgânicos<sup>7</sup>.

Considerando que a elevação da carga orgânica decorrente de acidentes como derramamento de soro pode comprometer o tratamento biológico de efluentes de laticínios, este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência do processo foto-Fenton/solar na redução da carga orgânica do efluente, visando sua aplicação como uma etapa de pré-tratamento ou de tratamento emergencial.

### PARTE EXPERIMENTAL

#### Reagentes

Todas as soluções foram preparadas com água destilada. Solução 9,0 mol L<sup>-1</sup>  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (Synth) foi utilizada para ajuste de pH antes do início do tratamento. Peróxido de hidrogênio 30% (Merck) e  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  (Merck) foram utilizados na reação de Fenton. Metavanadato de amônio (Vetec) foi preparado em  $\text{H}_2\text{SO}_4$  e utilizado nas determinações de  $\text{H}_2\text{O}_2$  residual.

\*e-mail: nogueira@iq.unesp.br

## Efluente

O efluente utilizado neste estudo foi coletado em um laticínio na cidade de São Carlos/SP, onde são gerados aproximadamente 40 m<sup>3</sup> de efluente/dia. O efluente apresenta coloração branca, pH em torno de 5,0, carbono orgânico total (COT) de 335 mg L<sup>-1</sup> e odor característico de leite. Visando simular episódios onde a carga orgânica do efluente aumenta drasticamente, o efluente coletado foi contaminado com soro de queijo. As amostras foram armazenadas em recipientes plásticos e estocadas em geladeira à temperatura de 4 °C.

## Experimentos de degradação

Os experimentos foram feitos em frascos de vidro âmbar com 6,0 cm de altura e 9,0 cm de diâmetro interno, simulando um reator tipo tanque no qual apenas a superfície é irradiada. Nestes frascos foram adicionados 200 mL de efluente e solução de FeSO<sub>4</sub> suficiente para fornecer concentrações com 1,5; 3,0 e 6,0 mmol L<sup>-1</sup> de Fe<sup>2+</sup>. Em todos os casos o pH foi ajustado na faixa de 2,5 a 3,0. Os ensaios tiveram início com a adição de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, cuja concentração variou de acordo com os objetivos dos experimentos. Para avaliar o efeito da reposição de peróxido de hidrogênio no meio reacional foi feito experimento no qual uma única dose foi adicionada, resultando na concentração inicial de 0,5 mol L<sup>-1</sup>. Em outro experimento, esta mesma quantidade de peróxido de hidrogênio foi adicionada em duas doses, no início e após 1 h. Os demais experimentos foram feitos com adições múltiplas de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dos mesmos volumes adicionados inicialmente em intervalos de 1 h. Todos os experimentos foram feitos à temperatura ambiente e sob agitação mecânica.

## Análises

A redução de COT foi monitorada por um analisador de carbono TOC-5000A Shimadzu. A concentração do peróxido de hidrogênio foi determinada espectrofotometricamente, utilizando o método do metavanadato de amônio<sup>8</sup>. Nestas determinações foi utilizado um espectrofotômetro UV-mini 1240-Shimadzu. A concentração de ferro no efluente foi determinada por espectrometria de absorção atômica em chama, utilizando um espectrômetro Perkin Elmer modelo A Analyst 300. Antes destas determinações, o efluente foi digerido em ácido nítrico e filtrado em membrana de 0,45 µm.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A eficiência do processo foto-Fenton depende principalmente da concentração de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, uma vez que sua decomposição gera radicais hidroxila (Equação 1), que são os principais responsáveis pelo processo de degradação. No entanto, excesso de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no meio reacional favorece reações de auto-decomposição deste reagente (Equação 3) e de sequestro de radical hidroxila (Equação 4), gerando radicais com menor poder oxidante<sup>9</sup>.



O modo de adição de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tem forte influência na eficiência de remoção de COT. Em um ensaio com adição única de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, no qual a concentração inicial foi de 0,5 mol L<sup>-1</sup>, praticamente não houve diminuição de COT. Quando esta quantidade de peróxido foi adicionada em duas doses (inicial e após 1 h), a remoção de COT foi superior a 58% após 3 h de reação.

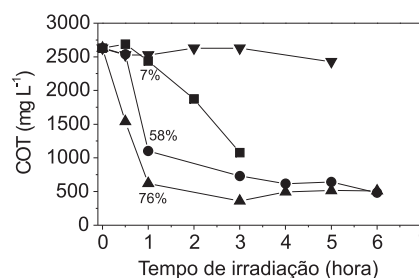
A adição única gera excesso de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no meio reacional que, como discutido anteriormente, contribui para a perda de eficiência

do processo. Teel e colaboradores<sup>10</sup> observaram que quando o H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> é adicionado lentamente esses efeitos são negligenciáveis e que a degradação de tricloroetileno aumentou de 35%, com adição única, para 78% quando foram feitas adições múltiplas de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

Com isso em vista, os experimentos subsequentes foram feitos com adição múltipla de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

## Influência da concentração de Fe<sup>2+</sup>

A Figura 1 apresenta a influência da concentração de Fe<sup>2+</sup> na remoção de COT do efluente de laticínio nos experimentos sob irradiação solar. Pode ser observado que após 1 h de reação a remoção de COT atingiu 3, 7, 58 e 76% nos experimentos utilizando solução 0; 1,5; 3,0 e 6,0 mmol L<sup>-1</sup> de Fe<sup>2+</sup>, respectivamente. A diferença na remoção de COT entre os experimentos diminui conforme aumenta o tempo de irradiação, mostrando que a concentração de Fe<sup>2+</sup> tem maior efeito sobre a velocidade de reação que sobre a porcentagem final de degradação.



**Figura 1.** Influência da concentração de Fe<sup>2+</sup> na remoção de COT de efluente de laticínio nos experimentos sob irradiação solar. [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>]<sub>inicial</sub> = 0,25 mol L<sup>-1</sup> com duas reposições em intervalos de 1 h. [Fe<sup>2+</sup>] = 0 (▼), 1,5 (■), 3,0 (●), 6,0 mmol L<sup>-1</sup> (▲)

Resultados semelhantes foram obtidos por Fallmann e colaboradores<sup>11</sup> na degradação de 4-clorofenol, por Pérez e colaboradores<sup>12</sup> que estudaram a redução da carga orgânica de efluentes de indústrias de papel e também por Hsueh e colaboradores<sup>13</sup> que avaliaram a degradação de corantes azos por processo Fenton.

Embora a reação de Fenton seja estudada extensamente, não há um consenso na razão [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>]/[Fe(II)] que proporciona os melhores resultados<sup>12</sup>. Porém há inúmeras evidências de que o principal efeito do ferro é sobre a cinética do processo e que em quantidades excessivas o ferro pode consumir o ·OH gerado na reação de Fenton e diminuir a eficiência do processo (Equação 5).

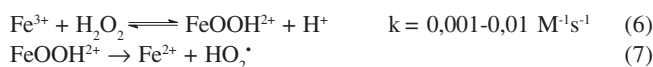


Nos experimentos sem adição de ferro solúvel não houve remoção significativa de COT (Figura 1). A concentração de ferro no leite de vaca é relativamente baixa, cerca de 0,2-0,5 mg L<sup>-1</sup> (3,57 a 8,9 µmol L<sup>-1</sup>)<sup>14</sup>; como consequência, a concentração deste metal no efluente também foi baixa, 0,47 mg L<sup>-1</sup> (8,4 µmol L<sup>-1</sup>). Além disso, muitas vezes o ferro encontra-se associado a componentes do leite, tais como lipídios, proteínas e carboidratos, diminuindo sua disponibilidade para catalisar a reação de Fenton. Portanto, apesar de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ser um forte agente oxidante (1,77 V versus ENH) utilizado em processos de tratamento, não é suficiente para degradar a matéria orgânica presente no efluente. Foi demonstrado anteriormente que o ozônio também não reduz a carga orgânica deste tipo de efluente<sup>4</sup>, o que mostra que esta não pode ser reduzida com agentes oxidantes comuns.

É importante ressaltar que quando o processo foi aplicado para o tratamento do efluente original (sem adição de soro), usando as

mesmas concentrações de reagentes ( $0,25 \text{ mol L}^{-1} \text{ H}_2\text{O}_2$ ;  $6,0 \text{ mmol L}^{-1} \text{ Fe}^{2+}$ ) porém na ausência de irradiação solar, a remoção de COT foi de 47% após 3,5 h de reação, enquanto que 90% da carga orgânica do efluente foram removidas no mesmo intervalo de tempo quando sob irradiação solar.

Em solução aquosa o  $\text{Fe}^{2+}$  reage rapidamente com  $\text{H}_2\text{O}_2$  gerando  $\cdot\text{OH}$  e  $\text{Fe}^{3+}$  (Equação 1). Embora o  $\text{Fe}^{3+}$  também reaja com o peróxido de hidrogênio, a reação é muito lenta e o radical hidroperoxila ( $\text{HO}_2\cdot$ ) gerado (Equações 6 e 7) é menos oxidante que o radical hidroxila ( $E^0 = 1,42 \text{ V versus ENH15}$ ).



Em meio ácido os íons férricos existem como aquo-complexos, quando na ausência de outros ligantes. Quando estes íons estão sob radiação de comprimento de onda menor que 400 nm, ocorre a promoção de um elétron de um orbital centrado no ligante para um orbital centrado no metal, chamada de transferência de carga ligante-metal ("ligand to metal charge transfer", LMCT), que implica na redução de  $\text{Fe(III)}$  a  $\text{Fe(II)}$  e oxidação do ligante (Equação 2), formando radical hidroxila. A banda de absorção necessária para esta transição eletrônica coincide com a região UV do espectro solar (290-400 nm)<sup>16</sup>. A foto-redução do  $\text{Fe(III)}$  a  $\text{Fe(II)}$  provavelmente foi a principal responsável pela maior remoção de COT dos experimentos sob irradiação solar avaliados neste estudo.

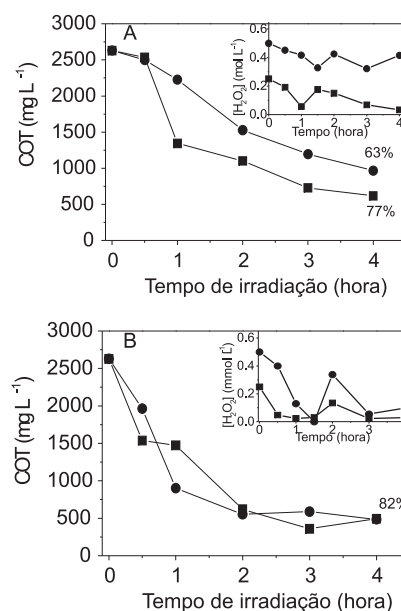
Apesar de a eficiência do processo na ausência de luz ser inferior à observada com irradiação solar, a utilização da reação de Fenton no escuro pode ser uma alternativa viável nos casos de aplicação noturna ou de baixa irradiância solar, pois uma remoção próxima a 50% pode ser suficiente para evitar o intumescimento do lodo e permitir boa eficiência do processo biológico.

### Influência da concentração de $\text{H}_2\text{O}_2$

Analisando a Figura 2a observa-se que nos experimentos feitos com concentração  $3,0 \text{ mmol L}^{-1}$  de ferro e  $0,25 \text{ mol L}^{-1}$  de  $\text{H}_2\text{O}_2$  77% do COT foram removidos em 4 h de reação. Quando a concentração inicial de  $\text{H}_2\text{O}_2$  foi aumentada para  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  a remoção diminuiu para 63%.

A concentração de  $\text{H}_2\text{O}_2$  tem grande influência nos custos, na velocidade e na eficiência do processo foto-Fenton. Em baixas concentrações ( $<0,01 \text{ mol L}^{-1}$ ), por exemplo, a decomposição do  $\text{H}_2\text{O}_2$  na reação de Fenton segue uma cinética de primeira ordem com relação ao  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Quando a concentração do  $\text{H}_2\text{O}_2$  é maior que  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ , a velocidade da reação é função apenas da concentração de  $\text{Fe}^{2+}$  no meio reacional<sup>17</sup>. Dependendo do substrato, o  $\text{H}_2\text{O}_2$  em altas concentrações também pode agir como sequestrador de  $\cdot\text{OH}$ , como discutido anteriormente (Equação 4), afetando a eficiência do processo<sup>18</sup>.

Este efeito provavelmente foi o responsável pela diminuição na remoção de COT do efluente quando a concentração inicial de  $\text{H}_2\text{O}_2$  passou de  $0,25$  para  $0,50 \text{ mol L}^{-1}$ . Também pode ser observado na Figura 2b que o aumento da concentração de  $\text{Fe}^{2+}$  atenuou o efeito do aumento da concentração de  $\text{H}_2\text{O}_2$  sobre a remoção de COT, a qual atingiu 82%. O aumento da concentração de  $\text{Fe}^{2+}$  aumenta a velocidade da reação de Fenton, fazendo com que a concentração de  $\text{H}_2\text{O}_2$  diminua rapidamente minimizando o sequestro de  $\cdot\text{OH}$ . A concentração residual de  $\text{H}_2\text{O}_2$  durante o tratamento na presença de 3 e 6  $\text{mmol L}^{-1}$  de  $\text{Fe}^{2+}$  é mostrada nas figuras inseridas (Figura 2a e 2b), onde se observa um consumo total de  $\text{H}_2\text{O}_2$  quando sua concentração inicial é  $0,25 \text{ mol L}^{-1}$  na presença de 3  $\text{mmol L}^{-1}$  de  $\text{Fe}^{2+}$ . Quando a concentração inicial de  $\text{H}_2\text{O}_2$  é  $0,5 \text{ mol L}^{-1}$  nota-



**Figura 2.** Influência da concentração de  $\text{H}_2\text{O}_2$  na remoção de COT de efluente de laticínio em experimentos utilizando solução  $3,0$  (a) e  $6,0$  (b)  $\text{mmol L}^{-1}$  de  $\text{Fe}^{2+}$ . Figura inserida: consumo de  $\text{H}_2\text{O}_2$ . Duas reposições da  $[\text{H}_2\text{O}_2]_{\text{inicial}}$  em intervalos de 1 h.  $[\text{H}_2\text{O}_2]_{\text{inicial}} = 0,25$  (—■—) e  $0,50 \text{ mol L}^{-1}$  (—●—)

se um baixo consumo de peróxido limitado pela baixa concentração de Fe em relação à de peróxido. Já na presença de  $6 \text{ mmol L}^{-1}$  de Fe, maior consumo de peróxido é observado o qual é extinto em 1,5 h. Após múltiplas adições de peróxido, ao final do tratamento observa-se também o total consumo de  $\text{H}_2\text{O}_2$  o que não afeta a microfauna do processo de lodos ativados, permitindo que o efluente seja encaminhado para um tratamento biológico.

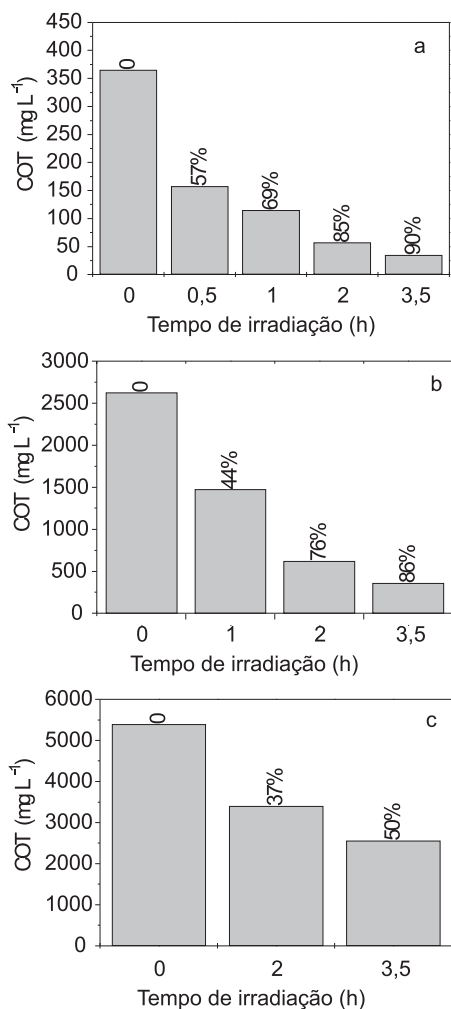
Podem ser observados que mesmo com sucessivas reposições de  $\text{H}_2\text{O}_2$ , a maior parte da carga orgânica é removida nas primeiras 2 h de reação. Além de questões cinéticas, isso pode ser atribuído à formação de espécies recalcitrantes. Na presença destas espécies a participação do  $\cdot\text{OH}$  nas Equações 4 e 5 passa a ser mais expressiva, contribuindo para a perda de eficiência do processo<sup>19</sup>.

### Efeito da carga orgânica

Durante a produção de queijos, iogurtes e até mesmo na pasteurização do leite, são frequentes os aumentos bruscos da carga orgânica do efluente como consequência do derramamento de soro ou do descarte da água de lavagem dos equipamentos e recipientes envolvidos no processamento do leite. Como mencionado anteriormente, a elevação da carga orgânica prejudica a eficiência dos tratamentos biológicos, devido ao intumescimento do lodo ativado<sup>4</sup>. Com isso em vista, foram feitos experimentos para avaliar o efeito da carga orgânica sobre o processo foto-Fenton. Foram utilizados efluentes com COT inicial de 335, 2627 e  $5400 \text{ mg L}^{-1}$ , utilizando concentração inicial de  $\text{H}_2\text{O}_2$   $0,25 \text{ mol L}^{-1}$  (com duas reposições) e de  $\text{Fe}^{2+}$  de  $3,0 \text{ mmol L}^{-1}$ . No efluente contendo  $2627 \text{ mg L}^{-1}$  de COT, cerca de 76% da carga orgânica foi removida em 2 h de experimento (Figura 3b). Quando o COT inicial foi aumentado para  $5400 \text{ mg L}^{-1}$ , a remoção da carga orgânica foi de 37%, para o mesmo intervalo de tempo (Figura 3c).

Apesar de as porcentagens serem diferentes, as concentrações de COT removidas foram próximas, 1997 e  $1998 \text{ mg L}^{-1}$  para os experimentos com COT inicial de 2627 e  $5400 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente.

No experimento utilizando efluente com COT inicial de  $335 \text{ mg L}^{-1}$  (efluente original), a redução da carga orgânica foi superior



**Figura 3.** Redução de COT de efluentes de laticínios com diferentes cargas orgânicas: (a) 335 mg L<sup>-1</sup>, (b) 2627 mg L<sup>-1</sup> e (c) 5400 mg L<sup>-1</sup>; [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>]<sub>inicial</sub> = 0,25 mol L<sup>-1</sup> com duas reposições em intervalos de 1 h; [Fe<sup>2+</sup>] = 6,0 mmol L<sup>-1</sup>

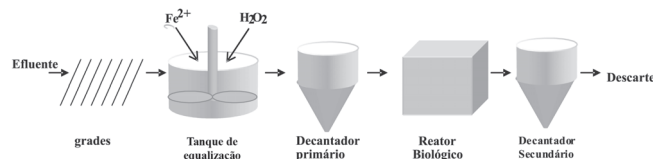
a 90% (Figura 3a). No entanto, a massa de COT removida foi muito menor, cerca de 300 mg L<sup>-1</sup>. Isso indica que o aumento da carga orgânica inicial aumenta a quantidade de COT removida nas mesmas condições oxidantes, contribuindo para a eficiência do processo, exatamente o contrário ao que ocorre com os processos biológicos, em que a elevada carga orgânica leva ao intumescimento do lodo, prejudicando a eficiência do processo<sup>4</sup>.

### Potencial de aplicação

Em alguns casos, parte das instalações utilizadas no tratamento biológico pode ser adaptada para aplicação do processo Fenton/foto-Fenton. O tanque de equalização (Figura 4), por exemplo, que é geralmente utilizado para ajuste de pH no tratamento biológico, pode ser facilmente adaptado e utilizado como reator para o processo Fenton. O Fe<sup>2+</sup> e o H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> podem ser adicionados ao mesmo sem a necessidade de equipamentos sofisticados, além de que o tanque de equalização pode ser exposto à radiação solar favorecendo reações foto-Fenton que, como discutido anteriormente aumentam a eficiência de remoção de COT. Após a aplicação do processo, o pH pode ser elevado pela adição de CaO como normalmente é feito em processos biológicos e assegurar a precipitação do ferro na forma de hidróxidos no decantador primário (Figura 4) antes de atingir o reator biológico. Neste caso, o ferro também pode atuar

como coagulante, promovendo a remoção de sólidos em suspensão e contribuindo ainda mais com a eficiência do processo total.

Após o final do tratamento, todo o H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> adicionado no tanque de equalização é consumido, evitando assim que este reagente atinja o biorreator e comprometa a atividade dos microrganismos.



**Figura 4.** Esquema genérico de uma estação de tratamento de efluentes de laticínio por processos biológicos

O processo foto-Fenton é simples, de implementação relativamente fácil e pode ser de grande utilidade em casos de derramamento de soro, que elevam drasticamente a carga orgânica do efluente e prejudicam o tratamento biológico. Neste contexto, o processo foto-Fenton solar pode ser utilizado como regulador da carga orgânica do efluente, oferecendo uma solução rápida para o problema, como geralmente é requerido pelas indústrias.

### CONCLUSÕES

O processo foto-Fenton é eficaz para a remoção de uma ampla faixa de carga orgânica de efluentes de laticínios. A concentração de ferro no efluente não é suficiente para promover a mineralização, sendo necessária a adição de ferro solúvel. O aumento da concentração de ferro aumenta a velocidade de degradação, no entanto, a remoção de COT final tende a se igualar para concentrações entre 1,5 e 6 mmol L<sup>-1</sup> após 3 h de reação. Altas concentrações de peróxido de hidrogênio não favorecem a remoção da carga orgânica, o que foi evidenciado pela maior remoção de COT com adições múltiplas e pela maior degradação em concentração inicial de 0,25 mol L<sup>-1</sup> em relação a 0,5 mol L<sup>-1</sup>, principalmente se forem utilizadas baixas concentrações de ferro. Na ausência de radiação solar a remoção de COT do efluente diminui, no entanto, remoções próximas de 50% podem ser atingidas (efluente original, COT 335 mg L<sup>-1</sup>), o que viabiliza sua utilização em ocorrências de derramamento de soro, diminuindo assim a carga orgânica e evitando o intumescimento do lodo para dar prosseguimento ao processo biológico. O processo foto-Fenton é também eficiente para altas cargas orgânicas, o que complementa os processos biológicos que em geral são lentos e perdem eficiência com o aumento da mesma. Este trabalho é um dos pioneiros na aplicação do processo Fenton/foto-Fenton para o tratamento de efluente de laticínio e estimula novos estudos que possam aumentar ainda mais sua eficiência e incentivar sua aplicação.

### AGRADECIMENTOS

À FAPESP e CAPES pelo apoio financeiro e ao Prof. Dr. J. C. Rocha e L. C. de Oliveira pelas determinações de ferro no efluente.

### REFERÊNCIAS

- Campos, C. M. M.; Luiz, F. A. R.; Botelho, C. G.; Damasceno L. H. S.; *Revista de Ciências Agrotécnica de Lavras* **2004**, *28*, 1376.
- Ramasamy, E. V.; Gajalakshmi, S.; Sanjeevi, R.; Jithesh, M. N.; Abbasi, S. A.; *Bioresour. Technol.* **2004**, *93*, 209.
- Demirel, B.; Yenigun, O.; Onay, T. T.; *Process Biochem.* **2005**, *40*, 2583.
- Almeida, E.; Assalin, M. R.; Rosa, M. A.; Duran, N.; *Quim. Nova* **2004**, *27*, 818.

5. Nogueira, R. F. P.; Trovo, A. G.; Silva, M. R. A.; Oliveira, M. C.; Villa, R. D.; *Quim. Nova* **2007**, *30*, 400.
6. Pignatello, J. J.; *Environ. Sci. Technol.* **1992**, *26*, 944.
7. Pignatello, J. J.; Oliveros, E.; Mackay, A.; *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **2006**, *36*, 1.
8. Nogueira, R. F. P.; Oliveira, M. C.; Paterlini, W. C.; *Talanta* **2005**, *66*, 86.
9. Parra, S.; Sarria, V.; Malato, S.; Péringier, P.; Pulgarin, C.; *Appl. Catal., B* **2000**, *27*, 153.
10. Teel, A. L.; Warberg, C. R.; Atkinson, D. A.; Watts, R. J.; *Water Res.* **2001**, *35*, 977.
11. Fallmann, H.; Krutzler, T.; Bauer, R.; Malato, S.; Blanco, J.; *Catal. Today* **1999**, *54*, 309.
12. Pérez, M.; Torrades, F.; Garcia, H. J. A.; Domènech, X.; Peral, J.; *Appl. Catal., B* **2002**, *36*, 63.
13. Hsueh, C. L.; Huang, Y. H.; Wang, C. C.; Chen, C. Y.; *Chemosphere* **2005**, *58*, 1409.
14. Oliveira, M. A. A.; Osório, M. M.; *Jornal de Pediatria* **2005**, *81*, 361.
15. Wardmann, P.; *J. Phys. Chem. Ref. Data* **1989**, *18*, 1637.
16. Faust, B. C.; Hoigné, J.; *Atmos. Environ.* **1990**, *24*, 79; Langford, C. H.; Carey, J. H.; *Can. J. Chem.* **1975**, *43*, 2430; Safarzadeh-Amiri, A.; Bolton, J. R.; Cater, S. R.; *J. Adv. Oxid. Technol.* **1996**, *1*, 18.
17. Tachiev, G.; Roth, J. A.; Bowers, A. R.; *Int. J. Chem. Kinet.* **2000**, *32*, 24.
18. Neyens, E.; Baeyens, J.; *J. Hazard. Mater.* **2003**, *98*, 33.
19. Bidga, R. J.; *Chem. Eng. Prog.* **1995**, *91*, 62.