



I-149 - UTILIZAÇÃO DE SISTEMA SEQUENCIAL ANAERÓBIO-AERÓBIO PARA REMOÇÃO DE NUTRIENTES E MATÉRIA ORGÂNICA DE MEIO SINTÉTICO COM CORANTE VERMELHO CONGO

Carla Bastos Vidal⁽¹⁾

Tecnóloga em Processos Químicos pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IF-CE). Mestranda em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal de Ceará (UFC-CE).

Bárbara Barbosa

Tecnóloga em gestão ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IF-CE).

Carlos Ronald Pessoa – Wanderley

Engenheiro Civil pela UFC, Mestre em Saneamento Ambiental pela UFC, Professor efetivo do Curso de Engenharia Ambiental do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IF-CE) – Campus Maracanaú.

Glória Marinho

Farmacêutica pela UFC. Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP, Professora efetiva do Departamento da Área de Química e Meio Ambiente do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IF-CE) – Campus Fortaleza.

Kelly Rodrigues

Engenheira Civil pela UEMA. Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP, Professora efetiva do Departamento da Área de Química e Meio Ambiente do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IF-CE) – Campus Fortaleza.

Endereço⁽¹⁾: Laboratório de Tecnologia Ambiental – Depto da Área de Química e Meio Ambiente do IF-Ce. Av. Treze de Maio, no. 2081, Benfica, Fortaleza, Ceará. CEP:60.000-000, telefone 85-33073750, e-mail carlab.vidal@gmail.com

RESUMO

Os reatores anaeróbios são freqüentemente utilizados no tratamento de águas residuárias têxteis, contudo produzem efluentes que exigem pós-tratamento devido à presença de aminas aromáticas cancerígenas, oriundas da degradação anaeróbia de corantes, bem como a remoção de nutrientes. O presente trabalho avaliou o desempenho de reator biológico com fungos ao tratar efluente de filtro anaeróbio, alimentado com água residuária sintética têxtil, com o objetivo de remover matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo. Foi comparada a eficiência global do sistema anaeróbio/aeróbio em diferentes condições operacionais do reator com fungos. O sistema foi submetido a ciclos com tempo de detenção de 8h-6h e 8h-8h, respectivamente, para filtro anaeróbio e reator com fungos. No primeiro ciclo, a operação do reator com fungos foi dividida em alimentação com e sem adição de 500 mg/L de sacarose, a qual foi adicionada no afluente do reator aeróbio. No segundo ciclo, o tempo de detenção hidráulica do reator com fungos foi alterado de 6 horas para 8 horas, permanecendo a adição de 500 mg/L de sacarose. O tempo total de operação do sistema foi de 197 dias, com 2 coletas semanais. As análises realizadas foram: Demanda química de oxigênio, alcalinidade; ácidos graxos voláteis, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito e potencial de hidrogênio. Os resultados mostraram eficiência global média do sistema de 76% e 61%, respectivamente, para demanda química de oxigênio bruta e filtrada; de 53%, para amônia, e de 12%, para fósforo, eficiência esta superior, principalmente para nutrientes, quando comparada à unidade do filtro anaeróbio, que obteve eficiência média de 71% e 62%, respectivamente, para demanda química de oxigênio das amostras brutas e filtradas; de 19%, para amônia, e de 11%, para fósforo.

PALAVRAS-CHAVE: Água residuária sintética têxtil, Filtro anaeróbio, pós-tratamento, reator aeróbio com fungos, remoção de nutrientes.

INTRODUÇÃO

O uso indiscriminado de corantes nas indústrias têxteis conduz à necessidade de determinação de medidas que minimizem e solucionem os problemas ocasionados pelo descarte inadequado de seus efluentes. Isto ocorre porque os corantes têxteis são compostos químicos de difícil degradação (VAN DER ZEE et al, 2005).



Os efluentes possuem altas cargas poluidoras, especialmente os gerados dos processos de desengomagem e tingimento. A poluição de corpos d'água com estes compostos provocam, além de poluição visual, alterações dos ciclos biológicos, afetando principalmente o processo de fotossíntese realizada pelas algas nos corpos receptores. (TUNUSSI & SOBRINHO, 2003).

Além disso, estudos têm mostrado que algumas classes de corantes, principalmente azo corantes, e seus subprodutos, podem ser carcinogênicos e ou mutagênicos (TUNUSSI & SOBRINHO, 2003), sendo estes caracterizados pela ligação azo ($-N=N-$), os mais usados no mundo inteiro (VAN DER ZEE *et al.*, 2005), e representando cerca de 70% dos corantes orgânicos utilizados na indústria têxtil mundial (ZOLLINGER, 1987).

O emprego dos mais variados tipos de reatores anaeróbios para a remoção de matéria orgânica de efluentes têxteis tem alcançado êxito, seguidos de unidade aeróbia de pós-tratamento, a qual tem a função de remover aminas aromáticas, potencialmente carcinogênicas, formadas durante a degradação anaeróbia dos corantes azo (VAN DER ZEE *et al.*, 2005).

Por outro lado, compostos como nitrogênio amoniacal, sulfeto e fosfato, que são removidos apenas parcialmente, além da presença de matéria orgânica remanescente, fazem com que a qualidade do efluente de reatores anaeróbios dificilmente atenda aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental de diversos países, tornando necessária a inclusão de uma etapa de pós-tratamento, que permita o polimento da qualidade do efluente gerado (VICTORIA, 2006).

Desta forma, o presente trabalho teve como objetivos estudar a eficiência do sistema quanto à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e de matéria orgânica e avaliar o desempenho do reator biológico com fungos ao ser operado em duas diferentes condições de alimentação e de TDH.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram montados e operados dois reatores biológicos de leito fixo e escoamento ascendente, sendo um filtro anaeróbio (FA) e um reator biológico aeróbio inoculado com fungos (RBF), em escala de laboratório, para tratamento biológico da água residuária sintética têxtil. Os reatores foram operados no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IF-CE), Fortaleza-CE.

ÁGUA RESIDUÁRIA

A água residuária sintética têxtil que alimentou o filtro anaeróbio foi preparada com água de torneira, acrescida de 30 mg/L do azo corante Vermelho Congo e solução de macro nutrientes preparada com (mg/L): NH_4Cl (280); K_2HPO_4 (250); $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ (100); $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ (10). Foi adicionado ao meio 1 mL/L de solução de micro nutrientes, contendo em mg/L: H_3BO_3 (50); $FeCl_2 \cdot 4H_2O$ (2000); $ZnCl_2$ (50); $MnCl_2 \cdot 4H_2O$ (500); $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ (38); $AlCl_3 \cdot H_2O$ (90); $CoCl_2 \cdot 6H_2O$ (2000). Foi utilizado sacarose, na concentração de 500 mg/L, como substrato primário.

FILTRO ANAERÓBIO (FA)

O FA era cilíndrico e construído em PVC, com diâmetro externo de 100 mm, altura de 1 m e volume útil de 4,3L, apresentando, na parte superior, saída para gás e, além de um ponto para entrada do afluente, um ponto para saída do efluente e um ponto para descarga de lodo. O meio suporte utilizado foi espuma de poliuretano, cortada em cubos de 1,5 cm de aresta.

Durante a operação, a alimentação do FA foi realizada com água residuária sintética têxtil, sendo a mesma recalçada por bomba peristáltica com vazão máxima de 1,6 L/h.

O FA foi inoculado com lodo obtido de reator UASB da Companhia de Águas e Esgotos do Estado do Ceará (CAGECE), que era utilizado para o tratamento de despejos domésticos.

Foi realizada a imobilização da biomassa em espumas de poliuretano, de acordo com a metodologia desenvolvida por Zaiat (1994). Após a imobilização, o lodo foi adicionado manualmente ao FA através da



abertura superior do tubo, a qual foi posteriormente lacrada com CAP de PVC. O filtro anaeróbio manteve-se com TDH (tempo de detenção hidráulica) de 8h durante todo o tempo de operação.

REATOR BIOLÓGICO COM FUNGOS (RBF)

Para a preparação do inóculo foi realizada a produção de esporos, inoculando a linhagem em placas de Petri estéreis, contendo 15 mL de meio de cultura Sabouraud, meio específico para crescimento dos fungos, sendo mistura de peptona, agar-ágar, 2% de dextrose e glicose. O meio foi previamente esterilizado a 121°C, durante, aproximadamente, 15 minutos. Adicionou-se ainda à placa, solução de Vishniac, na concentração de 1 mL/L de meio de cultura, como fonte de nutrientes para os fungos. As placas inoculadas com fungos permaneceram por 5 dias em temperatura de 28°C, tendo-se ao final deste período observado o crescimento dos esporos por toda a placa.

Para contagem dos esporos, foi preparada uma solução utilizando 50 µL de suspensão de esporos, previamente agitados em agitador tipo Vórtex, acrescido de 950 µL de solução Tween 80, resultando em diluição de 1:20. Em seguida foram transferidos 20µL da solução preparada, para câmara de Neubauer, onde se procedeu a contagem dos esporos em microscópio óptico. O cálculo da concentração de esporos foi realizado de acordo com a Equação 1, sendo utilizado como inóculo a concentração de 2×10^4 .

$$\text{esporos/mL} = \text{esporos contados} \times \text{diluição} \times 2,5 \times 10^5 \quad \text{equação (1)}$$

O reator aeróbio era de leito fixo e escoamento ascendente, confeccionado em acrílico com volume total de 5 L e diâmetro interno de 90 mm e 80 cm de altura, com dispositivos de entrada e saída da amostra a ser tratada e ainda um dispositivo para entrada de ar, cujo fornecimento foi realizado por mini-compressores de ar. O meio suporte empregado foi manta de polietileno, cortada em quadrados de 2 x 2 cm, pesada e acomodada dentro do reator em redes de polietileno.

Conforme mostrado na Tabela 1, o reator biológico com fungos e filtro anaeróbio funcionaram em dois ciclos de 6 h – 6 h (C1) e 6 h – 8 h (C2). No primeiro ciclo, o reator com fungos foi operado com TDH de 6 horas, sem adição de sacarose, denominada fase (F1), já na segunda fase (F2), houve adição de sacarose (500 mg/L). No segundo ciclo (C2), o TDH do reator com fungos foi ajustado para 8 horas e, mantendo-se adição de sacarose.

Tabela 1 – Descrição dos diferentes modos de operação do RBF ao longo do experimento.

Ciclo/Fase	Tempo de detenção hidráulica (horas)	Adição de sacarose (mg/L)	Tempo de operação (dias)
C1/F1	6	0	0-50
C1/F2	6	500	51-104
C2	8	500	105-197

TESTE BIOLÓGICO

No final do experimento foi realizado teste biológico no reator aeróbio com fungos, a fim de verificar que tipos de microrganismo atuaram no meio. O teste foi realizado em placas de Petri (30 mL) que receberam substrato composto de meio de cultura Sabouraud e o efluente do RBF. As placas foram mantidas a uma temperatura de $\pm 28^\circ\text{C}$, durante um período de uma semana. O crescimento dos microrganismos foi medido apenas visualmente. O teste mostrou que tanto a espécie *Aspergillus niger* quanto outras espécies de fungos e bactérias cresceram no reator, porém verificou-se que os fungos predominaram em relação às bactérias.

VARIÁVEIS DETERMINADAS

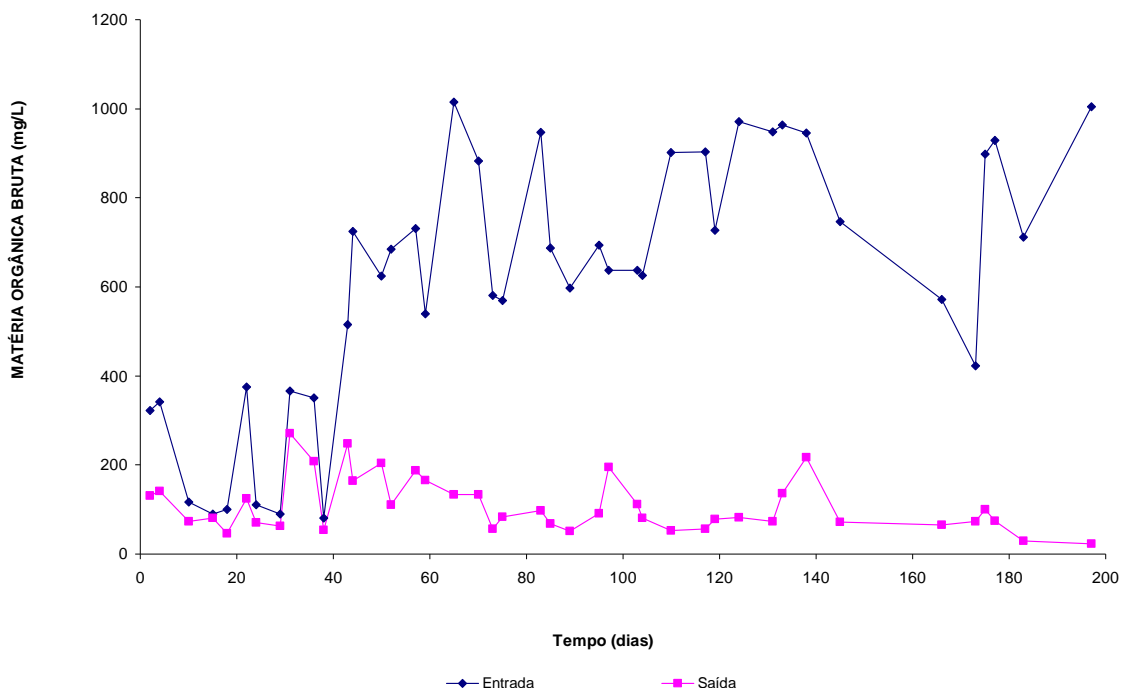
As variáveis foram determinadas no afluente e efluente aos reatores, de modo que, no FA foram determinadas a concentração de matéria orgânica, em termos de DQO; ácidos graxos voláteis (AGV); alcalinidade total (AT); fósforo total; nitrogênio amoniacal e nitrogênio na forma de nitrito. No RBF foram efetuadas as mesmas análises com exceção de AGV e alcalinidade total (AT). As coletas foram realizadas 2 vezes por semana. Todas as análises físicas e químicas foram realizadas segundo métodos descritos em APHA (1995).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA BRUTA

Em relação à remoção de matéria orgânica bruta, no FA a eficiência de remoção manteve-se, durante quase todo o tempo de operação, acima de 70%, chegando a 90%, no 102º dia, tendo-se obtido remoção média de 71%. Observam-se variações significativas nos valores da DQO do afluente do FA, o que pode ter ocorrido devido à adsorção do corante nas paredes do tanque de armazenamento, cujo material era constituído de PVC (Figura 1).

Figura 1 – Variação da remoção de matéria orgânica bruta, no RBF.

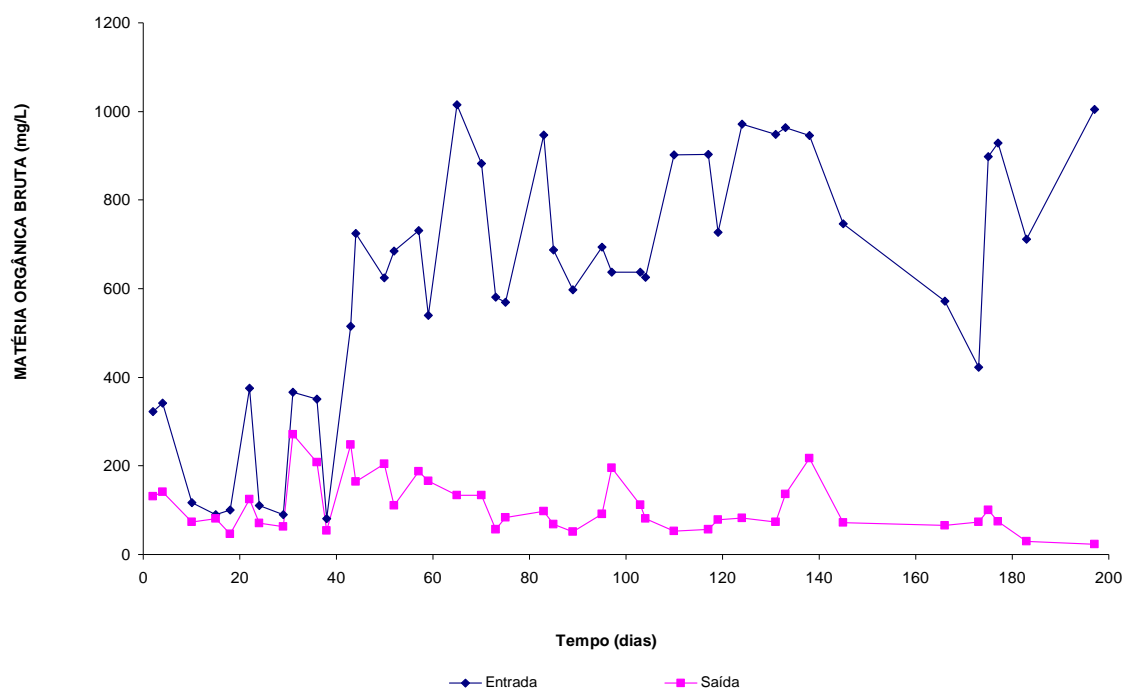


Tunussi e Além Sobrinho (2003), estudaram a remoção de DQO de efluentes de tinturaria têxtil através de processos biológicos anaeróbio-aeróbio, utilizando uma planta piloto composta de um reator UASB seguido de lodos ativados. O reator UASB era operado com TDH de 10 horas, o afluente apresentava DQO entre 800mg/L a 1000mg/L. Os autores observaram que o tratamento anaeróbio apresentou remoção média mensal de DQO variando de 69% a 78%, após o terceiro mês de operação do UASB, que foi o período necessário para o reator entrar em equilíbrio, sendo eficiência de remoção total de DQO em torno de 95% a 98%, com valores de efluente na faixa de 62 mg/L a 113 mg/L (DQO filtrada no efluente final entre 43 e 79 mg 02/L).

Nesta pesquisa, no TDH de 6 h na fase F2 do reator aeróbio, obteve remoção média de DQO bruta de 46%. Já na fase F2 (TDH 6h com sacarose), a remoção foi de 84%, alcançando 91%, no 89º dia. O aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica na fase F2 de alimentação com o reator com fungos em relação à F1 mostrou que, aparentemente, os fungos necessitavam da sacarose com fonte mais fácil de carbono para melhor degradar a matéria orgânica (Figura 2).



Figura 2 – Variação da remoção de matéria orgânica bruta, no RBF.



De acordo com ESPOSITO e AZEVEDO (2004), os fungos possuem a capacidade de adaptarem rapidamente seu metabolismo a diferentes fontes de carbono e energia, mas para isso necessitam de substrato de fácil assimilação, como glicose e/ou sacarose para produção de enzimas intra e extracelulares, não específicas, capazes de degradar uma série de compostos de elevada complexidade. Entre as enzimas fúngicas de maior potencial no tratamento de despejos industriais são citadas as ligninolíticas, como a lignina peroxidase e a manganês peroxidase, e as hidrolíticas, como as proteases, celulasas, amilases, entre outras.

Ao ser operado com TDH de 8 h (C2), o RBF obteve remoção média de DQO bruta de 85%, chegando a 99%, no 197º dia, mostrando que aparentemente, não houve maior eficiência pelo aumento do TDH (Figura 2).

A eficiência global de DQO bruta do sistema (FA + RBF) foi de 76%, mostrando-se mais eficiente que a unidade anaeróbia isoladamente, indicando a maior viabilidade do tratamento pela operação dos dois sistemas combinados anaeróbio-aeróbio.

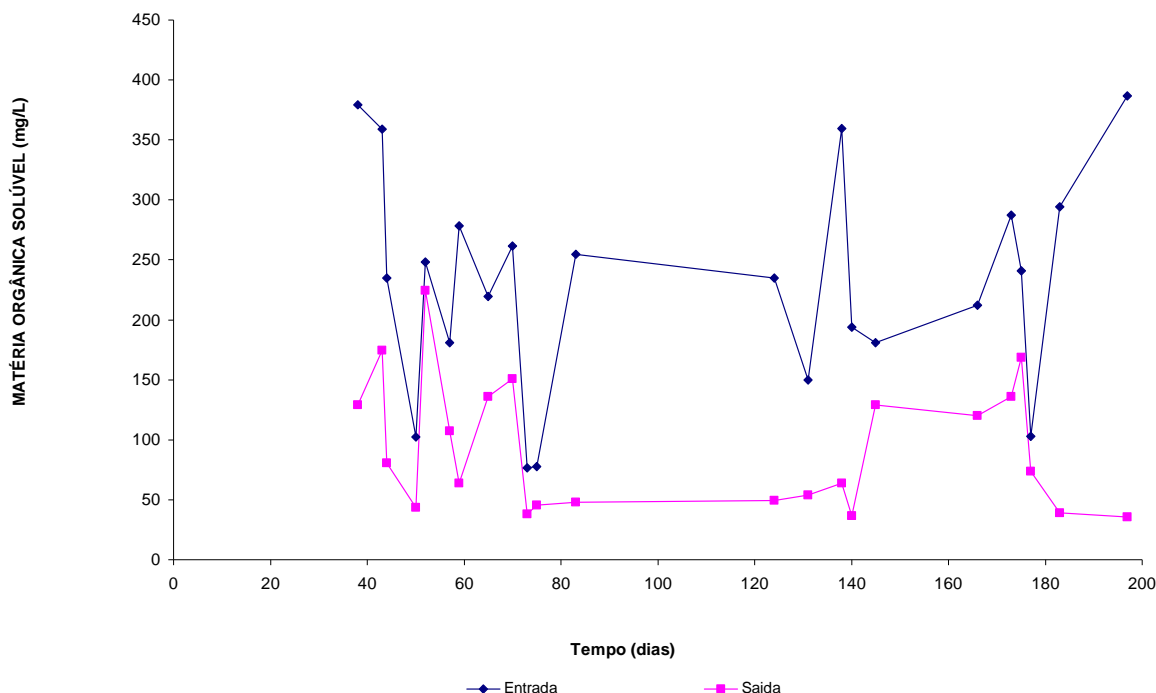
Na Figura 2, observou-se aumento na DQO afluente do RBF, principalmente a partir do 50º dia de operação, o que estava relacionado à adição de sacarose, a qual passou a ser fonte primária de matéria orgânica, a partir desse dia.

SILVA *et al.*, (2004), realizaram estudo com diferentes tempos de detenção hidráulica, utilizando reator aeróbio de leito fixo e escoamento ascendente com fungos para tratar efluente de indústria da castanha de caju, o qual foi operado com TDH de 8 h e 4 h, com adição de glicose (50mg/L), em ambos os tempos, obtendo remoção de DQO aproximadamente de 73% e 70%, respectivamente. Neste caso, mesmo com baixo TDH (4 horas) foi possível a obtenção de desempenho semelhante ao de um reator com TDH de 8 horas e fonte adicional de carbono em baixa concentração. Entretanto, TDH muito reduzido pode resultar em variações maiores no efluente tratado, com menor confiabilidade de funcionamento do reator, devido ao menor tempo de reação do afluente com a biomassa e devido rapidez com que o afluente passa pela mesma, favorecendo possíveis desprendimentos da biomassa ao meio suporte.

REMOÇÃO DE MATERIA ORGÂNICA DISSOLVIDA

No FA, a remoção de matéria orgânica dissolvida, medida em termos de DQO da amostra filtrada, ficou em torno de 65% durante todo o tempo de operação, chegando a 91%, no último dia, sendo a remoção média de 62%. Quando se comparou a remoção de matéria orgânica dissolvida com a bruta não se notou diferença significativa entre seus valores (Figura 3).

Figura 3 – Variação da remoção de matéria orgânica dissolvida, no FA.



A remoção de matéria orgânica dissolvida no RBF, quando operado na fase F1 (TDH de 6 h, sem adição de sacarose) foi de 55%. Já na fase F2 (TDH de 6 h, com sacarose), obteve-se remoção de 84%, alcançando a eficiência máxima de 91% no 89º dia. Pode-se observar que os fungos necessitavam da sacarose com fonte mais fácil de carbono para melhor degradar a matéria orgânica, como relatado nos dados de DQO bruta.

Quando o reator operou no ciclo C2 (TDH de 8 h, com sacarose) a remoção média de DQO filtrada foi de 82%, registrando-se 99%, no 197º dia, indicando, que o TDH de 6 horas foi tão eficiente quanto ao de 8 horas. A eficiência global do sistema foi de 61%.

A biomassa ao se desprender do material suporte contribui com aumento da concentração de matéria orgânica presente no efluente, representando a parcela de matéria orgânica em suspensão, elevando assim, a concentração em termos de DQO total. Nesta pesquisa, como os valores de matéria orgânica bruta e dissolvida ficaram muito próximos, pode-se inferir que o meio suporte empregado (manta de polietileno) foi ideal para fixação dos fungos e estabelecimento do biofilme, permanecendo a biomassa bem aderida durante a operação do reator no TDH estudado.

REMOÇÃO DE FÓSFORO

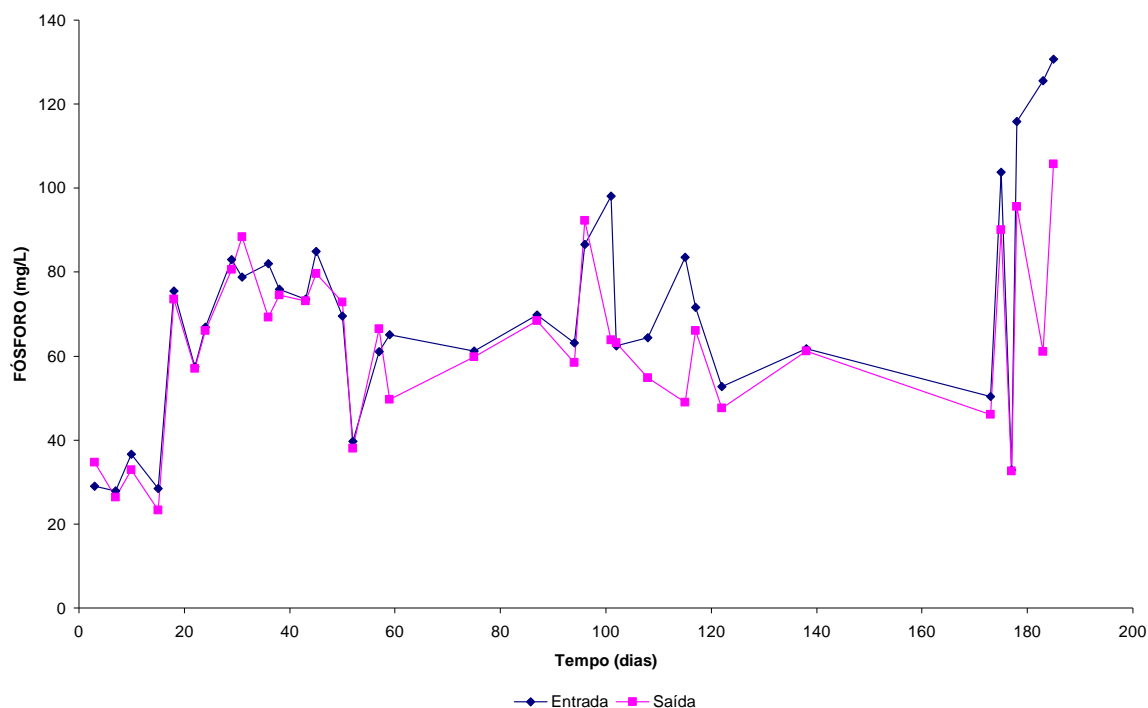
Para remoção biológica de fósforo é essencial a existência de zonas anaeróbias seguida de aeróbias na linha de tratamento (SPERLING,1996).

Algumas bactérias têm a capacidade de estocar o fósforo na forma de polifosfato (poli-p) e carbono na forma de poli-hidroxibutirato (PHB). Sob condições anaeróbias, essas bactérias liberam o fosfato armazenado como polifosfato, devido à necessidade produzir PHB, a partir substratos rapidamente biodegradáveis (acetato), sendo o mesmo guardado no interior de suas células para posterior metabolização, em condições aeróbias e/ou anóxicas. Nessas condições, a concentração de ortofosfato no meio líquido aumenta na fase anaeróbia. Já em fase aeróbia, quando a concentração de substrato prontamente biodegradável é baixa, os organismos que possuem PHB armazenado começam a degradá-lo e a utilizá-lo como fonte de energia, de modo que a energia gasta na produção de PHB é recuperada, parte da energia é utilizada para formar poli-p e armazená-lo no interior das células, como conseqüente diminuição da concentração de fósforo na fase líquida. (SEDLAK, 1991 *apud* CALLADO&FORESTI,2002).



Na presente pesquisa, verificou-se que, em alguns dias, houve aumento da concentração de fósforo no efluente do FA, provavelmente, devido ao metabolismo das bactérias poli-p. Apesar disso, a remoção média de fósforo no FA foi 8%, com maior remoção no 183º dia (51%), conforme mostrado na Figura 4.

Figura 4 – Variação da remoção de Fósforo, no FA.



Segundo Reddy (1998) *apud* Faria *et al.*, (2006), o processo de remoção de fósforo necessita de fonte de carbono pois a remoção de fósforo não é boa se houver limitação de matéria orgânica no meio e a eficiência do processo poderá ser incrementada pela pré-fermentação ou pela adição de compostos orgânicos a fim de aumentar a concentração de matéria orgânica disponível. Neste trabalho, observou-se também que os dias em que ocorreram as menores eficiências de remoção de fósforo coincidiram com os menores valores de concentração de matéria orgânica, em termos de DQO, no afluente do FA.

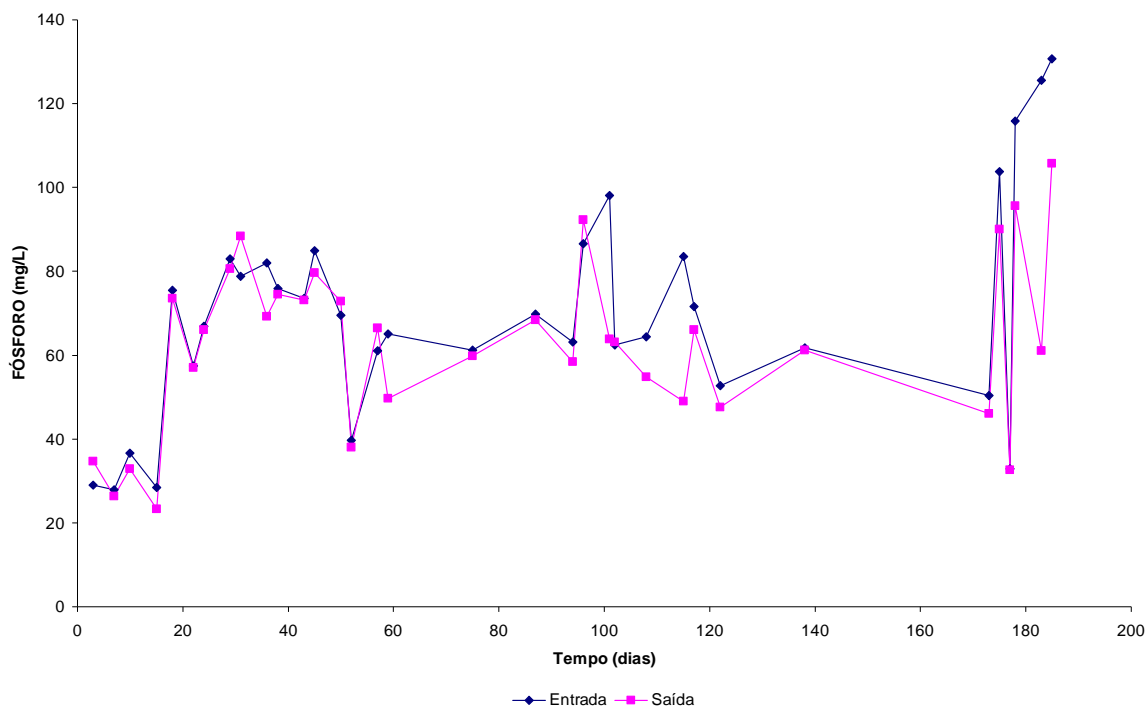
NUGUL *et al.* (1999) concluíram em seus experimentos que a menor taxa de remoção de fósforo foi obtida quando a quantidade de substrato orgânico no período da alimentação ou estocagem de carbono na forma PHB foi insuficiente propiciando uma competitividade dos microrganismos desnitrificantes com os removedores de fósforos na utilização de substrato.

No reator biológico com fungos a adição de sacarose e a variação do TDH influenciaram favoravelmente a remoção de fósforo, obtendo-se remoção média de 3,4% e 8,6% em F1 e F2, TDH de 6 h sem e com sacarose, respectivamente.

Já no C2, TDH de 8 h e com sacarose, a remoção média de fósforo foi de 19,5%, resultado significativamente mais eficiente que o alcançado com o TDH de 6 horas (Figura 5).

A eficiência global do sistema nas condições de operação do tempo de 6 h para as fases F1 e F2 foram 5% e 8%, respectivamente. Em C2, quando o sistema operou com tempo de detenção de 8 h-8 h a eficiência de 23%, superior inclusive a eficiência global do sistema que foi de 12%.

Figura 5 – Variação da remoção de Fósforo, no RBF.



Saraiva e Koetz (2002), obtiveram remoção global de fósforo de apenas 14,2%, usando um sistema constituído de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) e reator seqüencial em batelada (SBR) inoculado com lodo ativado de curtume, para tratar efluente de parboilização de arroz como substrato. O sistema foi alimentado com DQO média de 2770 mg/L e fósforo total de 66mg/L, com vazão de 6,6 L/d no reator UASB e 2L/d no SBR. Apesar de utilizarem diferentes condições de operações, a remoção de fósforo foi aproximada com a encontrada nesta pesquisa quando se compara com a remoção global do sistema seqüencial.

REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

A desnitrificação é a redução biológica de nitrato (ou nitrito) para nitrogênio molecular tendo-se material orgânico como redutor, em ambiente que não possua oxigênio livre (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999 apud AUN, 2007).

No FA, a remoção média de nitrito foi de 65%, chegando a 96%, nos 80°, 113° e 178° dias, podendo indicar a ocorrência de desnitrificação via nitrito, processo conhecido por nitrificação.

Já com relação à remoção de amônia o FA não foi tão eficiente, apresentando remoção média de apenas 20%, chegando a 82% de eficiência, no 100° dia.

Segundo Sassim *et al.* (2002), a remoção do nitrito seria feita através da nitrificação, que consiste na conversão o nitrito diretamente para N₂, sem a produção intermediária de nitrato. Pouco ainda se conhece a respeito desse fenômeno, mas estudos recentes têm mostrado grandes vantagens deste processo.

Segundo CHOI (1999), que comparou a desnitrificação a partir do nitrito com a convencional, a nitrificação requer 40% menos quantidade de fonte de carbono comparada com a desnitrificação convencional. Assim, o sistema frequentemente opera com uma baixa relação DQO/N, o que seria economicamente vantajoso para sistemas com altas cargas de nitrogênio, como mostrou o trabalho de Sassim.

SASSIM *et al.* (2002), obtiveram remoção de nitrito de 50%, utilizando reator anaeróbio compartimentado (Anaerobic Baffled Reactor –ABR), constituído por quatro câmaras em séries e volume total de 10 L, usado na remoção de nitrogênio das águas residuárias de uma Indústria Química de Tintas e Vernizes, operando durante 140 dias com um tempo de detenção hidráulica de 52 horas, sendo alimentado com efluente de um



reator aeróbio, cuja finalidade era a nitrificação da matéria orgânica nitrogenada, e realizar a desnitrificação do resíduo. A concentração média de DQO, nitrato e nitrito do afluente do reator anaeróbio foi de 936 ± 278 mgO₂/L, de 503 ± 52 mg/l e 234 ± 104 mg/l, respectivamente.

No RBF, foi observado acúmulo de nitrito, chegando ao aumento médio de 220%, 802% e 1043% na fase F1 – Ciclo C1 e Fase F2 – Ciclo C1 e no ciclo C2, respectivamente. Isso pode ser explicado devido à formação de algum composto, que possa ter causado efeito inibidor, não permitindo a transformação de NO₂ para NH₄, forma de nitrogênio utilizada pelos fungos (RODRIGUES, 1999).

Em relação à remoção de amônia no RBF, a eficiência média do reator foi de 48%, porém quando se analisa separadamente as diferentes condições de operações, constatou-se que a fase F2 (TDH de 6 h com sacarose) seria, aparentemente, mais eficiente que a fase F1 (TDH de 6h sem sacarose), bem como em relação à operação no ciclo C2 (TDH de 8 h com sacarose), tendo-se registrado em F2 remoção de 59%, contra 34% e 53%, percentuais alcançados na fase F1 – Ciclo C1 e no ciclo C2, respectivamente. Mostrando, que para remoção de amônia o TDH de 6 horas com adição de sacarose seria mais eficiente, neste caso.

A eficiência média global do sistema foi 53%, de modo que se ratificou a melhor eficiência de remoção alcançada na fase F2 do ciclo C1, obtendo-se na mesma percentual global de 60% de remoção de amônia, contra 56% e 42% obtidos quando da operação do reator na fase F1 do ciclo C1 e no ciclo C2, respectivamente.

pH

O pH do efluente do filtro anaeróbio permaneceu praticamente durante todo o tempo de operação acima de 6,5 e abaixo de 8,0 considerada faixa adequada para as bactérias metanogênicas, que são responsáveis pela última etapa da degradação anaeróbia e mais vulneráveis às mudanças das condições ambientais (CHERNICHARO, 1997).

Já no reator biológico, o pH manteve-se entre 6,0 e 8,0, sendo que o afluente do reator era eventualmente acidificado. Até atingir 4,0, que é o pH ideal para desenvolvimento da espécie fungica utilizada no trabalho.

CONCLUSÕES

Os resultados mostraram que a eficiência global média de 76%, e de 61%, respectivamente, para matéria orgânica bruta e solúvel, mostrando-se mais eficiente que a unidade anaeróbia isoladamente, indicando a maior viabilidade do tratamento pela operação dos dois sistemas combinados anaeróbio-aeróbio.

Em relação à remoção de nutrientes, foram alcançados percentuais médios de remoção de 53%, para amônia, e de 12%, para fósforo. Para remoção de fósforo, o TDH de 8 horas foi mais eficiente, já para as outras variáveis o TDH de 6 horas já é suficiente para boa remoção, neste caso, o ideal seria usar o TDH de 8 horas que melhora a eficiência de fósforo e mantém boa eficiência para as outras variáveis estudadas, principalmente DQO.

O filtro anaeróbio conseguiu remover 65% de nitrito, já no reator biológico com fungos houve aumento do mesmo. Deste modo, o FA conseguiu boa remoção de nitrito em relação ao sistema sequencial.

AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pela bolsa de iniciação científica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20a. ed. Washington: American Public Health Association, 1998.
2. CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento de águas residuárias**, v.5, p.69, 1997.
3. ESPOSITO, E., AZEVEDO, J. L. **Fungos: uma introdução à biologia, bioquímica e biotecnologia**. Caxias do Sul: EDUCS, p.510, 2004.



4. FARIA, O. L. V., KOETZ, P. R., SANTOS, M. S., NUNES, W. A. Remoção de fósforo de efluentes da parboilização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada sequencial (RBS). *Ciênc. Tecnol. Aliment.*, p.309-317, Campinas, 2006.
5. FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica. **XXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte, 2008.
6. GUARATINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. B.; *Quim. Nova* 2000, 23, 71.
7. JEON, C.O.; PARK, J.M. Enhanced biological phosphorus removal in a sequential batch reactor supplied with glucose as a sole carbon source. **Water Research**, V. 34, n.7, p. 2160-2170, 2000.
8. MOSTERT, E.S., GERBER, A.; RIET van, C.J. A comparative study on the effects of feedstock composition on EFBR in modified activated sludge system. **Environmental Technology Letters**, v. 10, p.9-22, 1989.
9. NUGUL, I.; KELLER, J.; BLACKALL, L.L. Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater. **Water Science and Technology**, Londres, v. 39, n. 6, p. 183-190, 1999.
10. RIPLEY, L.E., BOYLE, W.C. & CONVERSE, J.C (1986). Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *J. WPCF*. 58, 5, pp. 406-411.
11. RODRIGUES, K. A. Tratamento Biológico de Água Residuária Sintética de Laticínios por Decomposição Fúngica 1999. 51p. Dissertação (Mestrado em engenharia Hidráulica e Ambiental), Universidade Federal do Ceará, 1999.
12. RUSTRIAN, E.; DELGENES, J.P.; BERNET, N. Acidogenic activity process of carbon source generation for biological nutrient removal. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 5., 1998, Vina del Mar, **Anais...** Vina del Mar, v.2.. P 1-12.
13. SAMPAIO, G. M. M. S. (2005). **Remoção de metil paration e atrazina em reatores com fungos**. 2005. 115p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
14. SARAIVA, L.B., KOETZ, P.R. (2002). Avaliação da remoção de nutrientes em efluente de parboilização de arroz. *R. Bras. Agrociência*, v.8, n.3, p. 259-264.
15. SILVA, F. J. A., SALES, M. E.C, ESCOUTO, F. M. B., ANDRADE, M. I. R., SANTAELLA, S. T. Degradação de efluente de indústria de castanha de caju por fungos decompositores em reator de fluxo contínuo – dco e sistema carbônico. XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2004.
16. SILVA, V. F., SOUSA, J. T., VIEIRA, F. F., SANTOS, K. D. Tratamento anaeróbio de esgoto doméstico para fertirrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, (Suplemento), p.186-190, Campina Grande, PB, 2005.
17. SPEECE, R. E. *Anaerobic Biotechnology for Industrial wastewaters*. ARCHAE PRESS, 1996.
18. SPERLING, M.V. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias –Lagoas de Estabilização. Universidade Federal de Minas Gerais Vol. 3, 1996.
19. TUNUSSI, J.L.; SOBRINHO, P.A. Remoção de cor e nitrificação de efluentes de tinturaria têxtil através de processos biológicos anaeróbio-aeróbio, *AIDIS*, 2003.
20. VAN DER ZEE, F., VILLAVERDE, S. Combined anaerobic-aerobic treatment of azo dyes-A short review of bioreactor studies. **Water Research**, v. 39, p.1425-1440. 2005.
21. VASCONCELOS, E., ANTUNES, H.S.F., MELO, I.P., GOMES, R.B., RODRIGUES, K.A., SAMPAIO, G.M.M.S.S. Remoção de cor e dco de efluente de indústria têxtil em reatores de leito fixo e fluxo ascendente com fungos. . I Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica Natal-RN, 2006.
22. VICTORIA, J.A.R.(2005). Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB.2005. 4p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
23. ZAIAT, M. et al. Anaerobic sequencing batch reactors for wastewater treatment: a developing technology. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.55, p. 29–35. 2003.