

## **II-387 - INFLUÊNCIA DA VELOCIDADE SUPERFICIAL DO AR NA NITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE SANITÁRIO EM UM REATOR DE LEITO MÓVEL COM BIOFILME (MBBR)**

**Railene Pezente Zilli<sup>(1)</sup>**

Engenheira Química pela Universidade do Sul de Santa Catarina. Mestranda em Engenharia Química (UFSC). Engenheira da Ycatu Engenharia e Saneamento SA.

**Humberto Gracher Riella**

Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Paraná. Mestre em Tecnologia Nuclear (USP). Doutor em Maschinenbauingenier (Universitat Karlsruhe). Professor do Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos da UFSC.

**Sabrina Bueckman Diegoli**

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina. Mestranda em Engenharia de Processos (UNIVILLE). Engenheira da Ycatu Engenharia e Saneamento SA.

**Talita Schlup Xavier**

Engenheira Ambiental pela Universidade do Vale do Itajaí. Engenheira da Ycatu Engenharia e Saneamento SA.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Antônio Ramos Alvim, 422 - Floresta - Joinville - SC - CEP: 89211-460 - Brasil - Tel: (47) 3227-2978 - e-mail: raizilli@yahoo.com.br

### **RESUMO**

A tendência é que nos grandes centros urbanos as estações de tratamento de efluentes apresentem arquitetura que privilegie plantas compactas, com operação estável, baixo impacto ambiental e visual, além de redução nos níveis de odores e ruídos. Neste cenário, as ETEs que empregam a tecnologia MBBR (reatores de leito móvel com biofilme) surgem como uma excelente alternativa, pois apresentam instalações compactas, com impactos relativamente baixos, além de serem altamente resistentes aos choques de carga orgânica, de temperatura e de toxicidade. Este processo utiliza elementos suportes para fixação do biofilme, mantidos em suspensão no reator através de sistemas de aeração ou agitadores mecânicos, empregando microrganismos em suspensão e aderidos aos meios suportes, aumentando a quantidade de biomassa contida no reator. Este trabalho investiga a influência da velocidade superficial do ar ( $U_G$ ) no desempenho de um MBBR quanto a nitrificação e a remoção de carga orgânica, submetido a dois regimes operacionais, empregando diferentes velocidades superficiais de ar. O meio suporte utilizado, contendo  $490 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$  de área superficial específica interna, foi introduzido no reator biológico de acordo com uma razão  $V_S/V_R$  de 25%. Após o reator biológico, alimentado com efluente sanitário, foi instalado um decantador para separação do efluente tratado do lodo excedente. O MBBR foi operado por um período total de 90 dias, sendo que a fase de aclimação foi de um mês e cada condição experimental operou por 30 dias. As velocidades superficiais do ar empregadas foram de  $1,78$  e  $3,57 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$  e o tempo de retenção hidráulica de 12,00 h. A concentração de sólidos suspensos totais no meio reacional foi em média de  $249 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , característicos de sistemas MBBR. O biofilme apresentou boa atividade, medida através da taxa de consumo de oxigênio. As microscopias realizadas mostraram o desenvolvimento de um biofilme fino e denso, recobrimo somente a superfície interna do meio suporte. Foi observada também a predominância de rotíferos, indicativos de alto tempo de retenção celular. As eficiências globais de remoção de DQO e o percentual de nitrificação, considerando os resultados obtidos nos dois regimes operacionais, foram de 74 e 85,50%, respectivamente. Por fim, observou-se que um aumento na  $U_G$  proporcionou um aumento na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal e também favoreceu a nitrificação total do efluente. Para o regime operacional 1, a nitrificação foi 11% superior à apresentada na condição 2, sendo que ao final da condição 1 alcançou-se a nitrificação total do efluente.

**PALAVRAS-CHAVE:** MBBR, Nitrificação, Velocidade superficial do ar.

## **INTRODUÇÃO**

A tendência apontada nos últimos anos é que nos grandes centros urbanos, as estações de tratamento de efluentes (ETEs) deverão possuir arquitetura que privilegie plantas compactas, com operação estável e baixo impacto ambiental, redução nos níveis de odores e ruídos, além de baixo impacto visual. Sendo assim, os processos de tratamento biológico deverão possuir alta capacidade de tratamento com remoção de nutrientes, alta eficiência e baixa produção de lodo.

Neste cenário, as ETEs que empregam a tecnologia dos reatores com biofilme apresentam instalações compactas, podendo ser inseridas em ambiente urbano com impactos relativamente baixos, além de serem altamente resistentes aos choques de carga orgânica, de temperatura e de toxicidade.

Nos últimos 20 anos, o reator de leito móvel com biofilme (MBBR) tem se estabelecido como um processo simples, porém robusto e flexível, além de ser uma tecnologia compacta para tratamento de efluentes. O processo MBBR tem demonstrado sucesso quando aplicado na remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), oxidação da amônia e remoção de nitrogênio, em diferentes configurações de tratamento. Esta tecnologia foi concebida para atender uma ampla faixa de qualidade do efluente, incluindo limites de nutrientes.

Reatores de leito móvel com biofilme utilizam elementos suportes para fixação do biofilme, mantidos em suspensão no meio reacional através do emprego de sistemas de aeração, recirculação de líquido ou agitadores mecânicos. Este processo, portanto, emprega microrganismos decompositores tanto em suspensão na massa líquida, como também aderidos aos meios suportes, aumentando a quantidade de biomassa contida no reator.

A chave da tecnologia de leito móvel, quando comparada com outros sistemas com biofilme, é que esta combina muitas das vantagens do sistema de lodos ativados com as vantagens oferecidas pelos processos com biofilme, enquanto que, ao mesmo tempo, tenta minimizar as desvantagens de cada um.

Nos processos com biofilme, a difusão dos compostos para dentro e para fora do biofilme, desempenha um papel fundamental. Devido à relevância da difusão para o processo, a espessura do biofilme ativo (profundidade do biofilme pela qual os substratos devem penetrar) é um parâmetro muito importante, visto que a profundidade para completa penetração do substrato é normalmente menor que 100  $\mu\text{m}$ . Desta forma, o biofilme ideal, em um processo de leito móvel, é fino e uniformemente distribuído sobre a superfície do meio suporte. De modo a obter isso, a turbulência no reator deve ser tal que garanta o transporte dos substratos para o biofilme e mantenha uma pequena espessura deste através das forças de cisalhamento.

Segundo CHENG et al. (2010), a fixação de microrganismos ao meio suporte é fácil, contudo, o controle da espessura do biofilme e a resistência à força de cisalhamento é um desafio. Adicionalmente, a colonização excessiva da biomassa resulta em um aumento da resistência a transferência de massa, conforme mencionado anteriormente. Portanto, a velocidade superficial do ar ( $U_G$ ) é uma importante variável operacional para o controle da densidade do biofilme e do acúmulo de biomassa em um MBBR.

Neste contexto, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar o efeito de diferentes velocidades superficiais de ar no desempenho de um reator de leito móvel com biofilme (MBBR), quanto a nitrificação e a remoção de carga orgânica, aplicado no tratamento de efluente sanitário gerado em uma indústria. Para isso foram analisadas duas diferentes condições experimentais, com diferentes  $U_G$  e mesmo tempo de retenção hidráulica (TRH), avaliando a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrificação. Além disso, foram monitoradas a concentração de sólidos em suspensão no reator, a formação de biofilme através de microscopias ópticas e a taxa de consumo de oxigênio ao final de cada etapa.

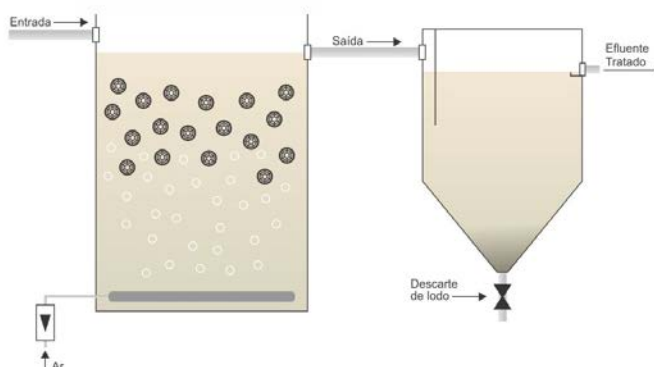
## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### **DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO**

Os ensaios para avaliação do desempenho do processo MBBR foram conduzidos em um sistema piloto, composto de um reator de leito móvel com biofilme seguido de um decantador, ambos confeccionados em acrílico. O reator utilizado apresentava volume útil de 36,16 L com dimensões de 0,29 m x 0,29 m x 0,43 m

(largura x comprimento x altura). Para a sedimentação do lodo foi utilizado um decantador com volume útil de 7,11 L e com as seguintes dimensões 0,20 m x 0,20 m x 0,34 m.

O MBBR era alimentado continuamente com efluente sanitário através de uma bomba dosadora, modelo FCE 0505, com vazão ajustada para 3,00 L.h<sup>-1</sup>. A alimentação de ar era proveniente de um soprador modelo LP 40A, sendo a vazão ajustada através de um rotâmetro. O ar era distribuído dentro do reator através de um difusor tubular do tipo bolha fina com comprimento de 0,60 m e diâmetro de 0,20 m. A Figura 1 apresenta um esquema da unidade experimental utilizada neste trabalho.



**Figura 1: MBBR Piloto: reator de leito móvel com biofilme seguido pela unidade de decantação.**

### MEIO SUPORTE EMPREGADO

O meio suporte utilizado neste trabalho, B&F Oxring, possui formato cilíndrico com ranhura externa, diâmetro de 2,5 cm e altura de 1,50 cm, sendo produzido em polietileno com uma densidade de 0,96 g.cm<sup>-3</sup>. Este suporte fornece uma área superficial total de 641 m<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup>, mas como critério de projeto adotou-se apenas a área superficial protegida para adesão da biomassa, a qual é de 490 m<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup>.

Neste experimento foi utilizada uma razão  $V_S/V_R$ , razão entre o volume de meio suporte e o volume do reator, igual a 0,25, sendo adotado este parâmetro devido à elevada área superficial interna do meio suporte em questão. Desta forma, foi empregada uma superfície específica de 122,50 m<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup> (em relação ao volume do reator) para desenvolvimento do biofilme. A Figura 2 apresenta o meio suporte B&F Oxring da empresa B&F Dias.



**Figura 2: Meio suporte B&F Oxring da empresa B&F Dias.**

### OPERAÇÃO DO MBBR

Para realização dos ensaios experimentais foi utilizado efluente sanitário gerado em uma indústria de Joinville/SC. O efluente era coletado diariamente no tanque equalização da ETE e posteriormente alimentado ao sistema. O inóculo utilizado na fase inicial de cada condição experimental foi retirado do reator biológico do sistema de Lodos Ativos da ETE desta mesma empresa.

Com o intuito de proporcionar o desenvolvimento do biofilme nos meios suportes, o reator foi operado em regime contínuo durante 30 dias. Para isso, foram acrescentados ao reator os meios suportes virgens ( $V_S/V_R = 25\%$ ), inóculo na proporção de 10% do volume do reator, e por fim, completado o volume deste (36,16 L) com efluente sanitário bruto. O sistema foi alimentado diariamente com efluente sanitário. Após o desenvolvimento do biofilme, iniciou-se o estudo e o monitoramento de duas diferentes condições experimentais impostas ao sistema.

No início de cada condição experimental, foi adicionado ao reator um dado volume de meio suporte na proporção de 25% do volume do reator, além de 10% em volume de inóculo. Em seguida, o volume foi completado para 36,16 L com efluente sanitário. O reator foi mantido em batelada pelo período de 24 horas e após este período a sua operação foi em modo contínuo.

O biorreator de leito móvel com biofilme operou continuamente por 60 dias, onde foram investigadas diferentes condições experimentais, cada uma com duração de 30 dias:

- Condição 1, onde foi aplicada uma velocidade superficial de ar de  $3,57 \text{ m.h}^{-1}$ ;
- Condição 2, onde foi aplicada uma velocidade superficial de ar de  $1,78 \text{ m.h}^{-1}$ .

Para monitoramento e avaliação das condições estudadas, foram realizadas análises de DQO (demanda química de oxigênio), DBO (demanda bioquímica de oxigênio), Nitrato e Nitrogênio amoniacal, além das análises de SST (sólidos suspensos totais) e SSV (sólidos suspensos voláteis) do meio reacional. As características de desenvolvimento do biofilme foram analisadas através de microscopias ópticas. Ao final de cada etapa foi medida a taxa de consumo de oxigênio (TCO), a fim de se avaliar a atividade do biofilme. Além destes parâmetros, foram monitorados diariamente o pH, o oxigênio dissolvido e a temperatura do reator biológico. A correção do pH, quando necessária, foi efetuada através da adição de hidróxido de sódio 10%.

As análises foram realizadas em laboratório de análises químicas, localizado na cidade de Joinville, o qual possui certificação ISO 17025:02. Os procedimentos analíticos realizados durante a fase experimental foram conduzidos de acordo com os procedimentos adotados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, Norma DIN 38405 D9 e ISO 15705:02.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na fase inicial do processo, os meios suportes se concentraram na parte superior do reator, flutuando, mesmo com a agitação do meio reacional. Contudo, este efeito desapareceu em poucos dias com o desenvolvimento do biofilme, sendo que os meios suportes ocuparam todo o volume do reator. Na fase de aclimação, período total de 30 dias, a fixação da biomassa sobre os meios suportes ocorreu em 3 dias após a inoculação do sistema. Após o desenvolvimento do biofilme, foram iniciadas as condições experimentais 1 e 2.

Nos regimes operacionais 1 e 2, o TRH empregado foi o mesmo (12 h), diferindo somente pela velocidade superficial do ar, sendo no primeiro caso de  $3,57 \text{ m.h}^{-1}$  e no segundo de  $1,78 \text{ m.h}^{-1}$ . A Tabela 1 apresenta as características do efluente sanitário utilizado nos regimes operacionais 1 e 2.

**Tabela 1: Características do efluente sanitário empregado nos regimes operacionais 1 e 2.**

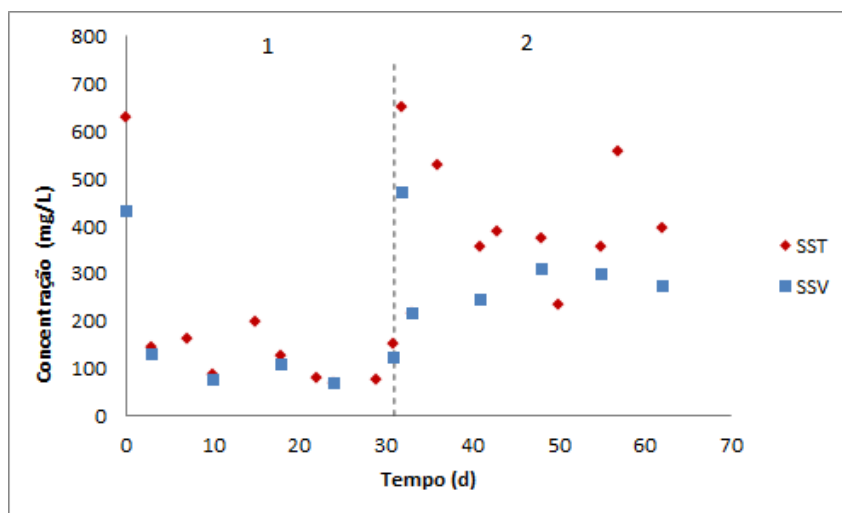
PARÂMETROS	VELOCIDADE SUPERFICIAL DO AR ( $\text{m.h}^{-1}$ )	
	3,57	1,78
pH	$7,52 \pm 0,44$	$7,36 \pm 0,62$
DQO	$394,78 \pm 198,73$	$387,89 \pm 96,84$
Variação DQO	193,00 - 870,00	273,00 - 571,00
DBO	$113,80 \pm 42,66$	$165,24 \pm 60,58$
Variação DBO	60,00 - 157,00	124,20 - 270,00
Nitrogênio total	105,00	129,00
Nitrogênio amoniacal	$38,25 \pm 28,39$	$63,24 \pm 39,16$
Variação Nitrogênio amoniacal	5,40 - 76,00	10,00 - 216,00
Fósforo total	10,90	11,30

Os dados apresentados revelam que o efluente sanitário utilizado no MBBR piloto apresentou grande variabilidade nas concentrações de DQO, DBO e nitrogênio amoniacal. Esta variabilidade nas características do efluente é esperada quando se trabalha com efluente gerado em condições reais, implicando em choques e mudanças constantes para a biomassa contida no MBBR, além de impactos que não podem ser previstos antecipadamente. Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros de operação do MBBR para as duas condições estudadas.

**Tabela 2: Parâmetros de operação do MBBR para os regimes operacionais 1 e 2.**

VARIÁVEIS	VELOCIDADE SUPERFICIAL DO AR (m.h <sup>-1</sup> )	
	3,57	1,78
COS (gDQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	6,45 ± 3,24	6,33 ± 1,58
Variação COS	3,15 - 14,20	4,46 - 9,32
COV (kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,79 ± 0,40	0,77 ± 0,19
Variação COV	0,38 - 1,73	0,54 - 1,14
CNS (gN-NH <sub>4</sub> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,62 ± 0,46	1,03 ± 0,64
Variação CNS	0,09 - 1,24	0,16 - 1,89
CNV (kg N-NH <sub>4</sub> .m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,08 ± 0,06	0,13 ± 0,08
Variação CNV	0,01 - 0,15	0,02 - 0,23
Oxigênio Dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )	7,34 ± 0,52	5,83 ± 0,87
pH	7,21 ± 0,11	7,10 ± 0,40
Temperatura (°C)	24,61 ± 1,59	23,16 ± 1,15

A concentração de sólidos em suspensão no reator foi monitorada semanalmente, como pode ser observado na Figura 3. A análise dos dados revela que, inicialmente, a concentração de sólidos em suspensão no reator é alta devido à inoculação do sistema e esta diminui com o passar do tempo, visto que não ocorre a recirculação do lodo biológico sedimentado para o reator.



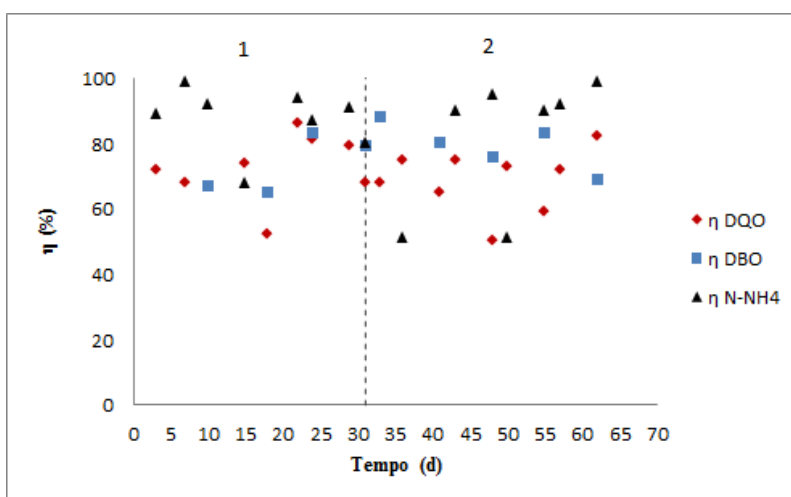
**Figura 3: Comportamento da concentração de sólidos suspensos totais e voláteis nas condições 1 e 2.**

Na condição experimental 1, a concentração de sólidos suspensos totais no reator foi em média de 120 mg.L<sup>-1</sup> e para a fase 2, a concentração média de SST no MBBR foi de aproximadamente 378 mg.L<sup>-1</sup>. Cabe ressaltar, que a tendência é que ocorra um maior destacamento do biofilme com o emprego de maiores vazões de ar e, consequentemente, uma maior concentração de sólidos em suspensão no reator. Contudo, no presente trabalho a concentração de sólidos em suspensão no reator foi maior para o regime operacional 2 (1,78 m.h<sup>-1</sup>) do que para o regime operacional 1 (3,57 m.h<sup>-1</sup>), como pode ser visto na Figura 3. Possivelmente, uma maior concentração de sólidos em suspensão no efluente bruto pode ter influenciado o resultado observado na condição 2.

A baixa concentração de sólidos em suspensão, observada durante as fases 1 e 2, é uma característica do processo MBBR, uma vez que a maioria da biomassa presente no reator encontra-se aderida ao meio suporte. Sendo assim, as concentrações de SSV no MBBR, para as duas condições estudadas, são inferiores as encontradas em sistemas convencionais como lodo ativado ( $1500 - 3500 \text{ mg.L}^{-1}$ ), onde o crescimento da biomassa é realizado em suspensão.

Quanto à relação SSV/SST, cabe destacar que o inóculo apresentou uma relação SSV/SST de 0,68, sendo que esta aumentou para uma média de 0,90 no decorrer da fase 1 e 0,81 na fase 2, indicando que o lodo em suspensão é pouco mineralizado. Dos Reis (2007), encontrou concentrações de biomassa em suspensão no reator variando entre  $200 \text{ a } 400 \text{ mg.L}^{-1}$  e relação SSV/SST na faixa 0,80 - 1,00 para todos os regimes estudados por este autor. Resultados semelhantes foram observados no processo MBBR deste trabalho.

Segundo Fujii (2011), o projeto de reatores MBBR deve considerar uma COS variando entre 0,50 a  $5,00 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  e uma taxa de aplicação de nitrogênio amoniacal variando entre 0,05 a  $0,50 \text{ gN-NH}_4^+.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Como pode ser observado na Tabela 2, as taxas de aplicação de DQO e  $\text{N-NH}_4^+$  aplicadas no MBBR em questão são superiores ao descrito pela literatura, contudo as eficiências de remoção foram satisfatórias como mostram os dados apresentados a seguir. A Figura 4 apresenta os resultados obtidos para remoção de carga orgânica e remoção de nitrogênio amoniacal no MBBR para as condições estudadas.



**Figura 4: Variação da eficiência de remoção de DQO, DBO e  $\text{N-NH}_4$  nas duas condições estudadas.**

Analisando a figura acima, verificou-se que, para o regime operacional 1, a eficiência média de remoção de DBO foi de 76%, atingindo uma eficiência máxima de 83%. Já a eficiência média de remoção de DQO foi de 75% e a eficiência máxima de 86%. Quanto à remoção de nitrogênio amoniacal, encontrou-se uma eficiência média de 90%, alcançando um patamar de 99%.

Para o regime operacional 2, as eficiências de remoção foram semelhantes a condição anterior. Nesse caso, obteve-se uma eficiência média de remoção de DBO de 82%, de DQO de 73% e de nitrogênio amoniacal de 81%. As eficiências máximas encontradas durante o experimento para os parâmetros DBO, DQO e nitrogênio amoniacal foram de 88%, 82% e 99%, respectivamente.

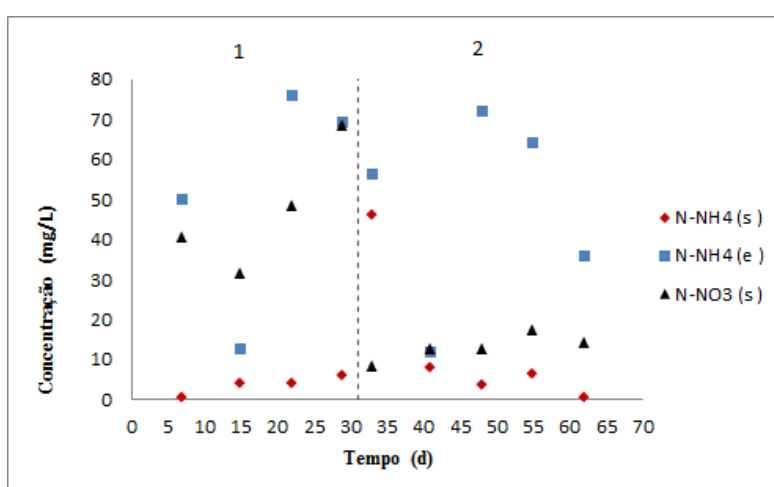
Os valores de remoção de DQO obtidos no reator piloto encontram-se um pouco acima dos resultados encontrados por Dos Reis (2007). Em seus estudos, utilizando efluente sintético, razão  $V_S/V_R$  de 50% e uma carga orgânica volumétrica de  $0,36 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ , foi alcançada uma remoção média de apenas 70% de DQO. Segundo este autor, esta eficiência não era esperada para esta condição, sendo que estes resultados podem ser atribuídos à excessiva produção de substância polimérica extracelular ocorrida nesse regime.

Andreottola et al (2000), compararam o desempenho de um MBBR e de um sistema de lodos ativados, alimentados com efluente da saída do pré-tratamento da planta de tratamento de efluente sanitário de Trento (Itália). O pré-tratamento do efluente consistia na dosagem de cloreto férrico e posterior sedimentação em um decantador primário. No MBBR foi aplicada uma razão de preenchimento de 70% e um tempo de retenção

hidráulica entre 3,30 - 7,00 h para o processo de oxidação, sendo que a velocidade superficial de ar empregada não foi especificada. As eficiências de remoção de DQO total e de nitrogênio amoniacal para o processo MBBR foram de 76% e 92%, respectivamente. Adicionalmente, foi observado que quando aplicada uma COV de 0,60 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e uma COS de 5,40 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, a eficiência de nitrificação diminuiu consideravelmente.

Nas duas fases estudadas, as taxas de aplicação foram superiores as mencionadas por Andreottola et al (2000), implicando em eficiências médias de nitrificação de 90% para a condição 1 e de 81% para a condição experimental 2.

Objetivando analisar o grau de nitrificação, nitrificação parcial ou total, do efluente tratado no MBBR foram monitoradas as concentrações de nitrato (N-NO<sub>3</sub>) na corrente de saída do reator. A Figura 5 apresenta os resultados referentes às concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente de entrada e as concentrações de nitrato e de nitrogênio amoniacal no efluente de saída do sistema de tratamento.



**Figura 5:** Perfil da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente de entrada (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (e)) e das concentrações de nitrato e nitrogênio amoniacal no efluente de saída (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (s), N-NO<sub>3</sub> (s)).

Analisando o gráfico a cima, verificou-se que no início da condição experimental 1 a concentração de nitrato (40,50 mg.L<sup>-1</sup>) ficou bastante próxima à concentração de nitrogênio amoniacal (50,10 mg.L<sup>-1</sup>) se igualando ao final do experimento, onde o efluente tratado apresentou uma concentração de nitrato de 68,50 mg.L<sup>-1</sup> e o efluente bruto apresentou 69,39 mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio amoniacal. Estes dados indicam que ocorreu uma nitrificação total do efluente.

O mesmo não pode ser observado na condição experimental 2, visto que a média de nitrogênio amoniacal no efluente bruto foi de 63,24 mg.L<sup>-1</sup>, enquanto que a concentração de nitrato no efluente tratado foi de apenas 13 mg.L<sup>-1</sup>. Estes resultados mostram que, possivelmente, nesta fase experimental a nitrificação ocorreu parcialmente, indicando uma maior formação de nitrito do que de nitrato.

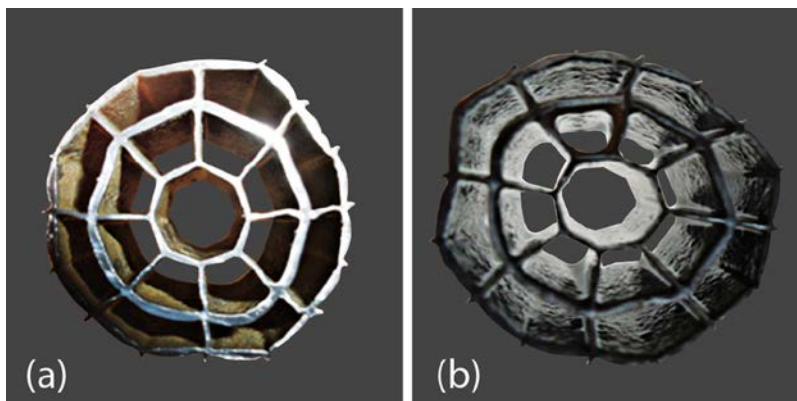
Andreottola et al (2000), afirmou que para taxas de aplicação de DQO menores do que 0,60 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> ou 5,40 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, a concentração de nitrito foi menor do que 0,50 mg.L<sup>-1</sup>. Elevadas taxas de aplicação causam um aumento considerável na concentração de nitrito. Nos regimes operacionais 1 e 2, as taxas de aplicação volumétrica e superficial foram maiores do que as citadas por Andreottola et al (2000). Contudo, somente na condição 2 foi observada uma maior diferença entre as concentrações de nitrato no efluente tratado e as concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente bruto.

Por fim, observa-se que para os regimes estudados, um aumento na velocidade superficial do ar proporcionou um aumento na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, sendo que para o regime operacional 1 a nitrificação foi aproximadamente 11% superior a eficiência apresentada na condição 2.

## MICROSCOPIA E TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO (TCO)

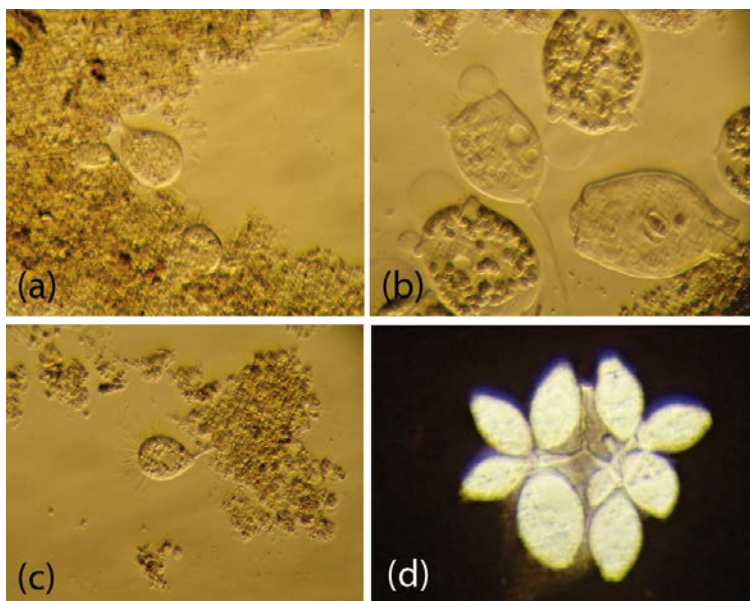
As informações referentes as microscopias da biomassa estão sempre vinculadas com sistemas de crescimento de biomassa em suspensão, como os lodos ativados. No caso da biomassa aderida (biofilmes) não existe muito conhecimento a respeito da importância ou relação desses microrganismos com as questões operacionais, sobretudo quando se trata do processo de nitrificação no tratamento terciário (VENDRAMEL, 2009).

Sendo assim, para avaliação da microfauna existente no MBBR piloto foram realizadas análises microscópicas, semanalmente, da biomassa aderida ao meio suporte. Estas análises revelaram o desenvolvimento de um biofilme fino, compacto e com a presença de poucos filamentos, não sendo observado crescimento do biofilme na área externa do meio suporte. A Figura 6 mostra o meio suporte coberto pelo biofilme.



**Figura 6: Desenvolvimento do biofilme sobre toda a superfície interna do meio suporte. (a) Condição experimental 1 e (b) Condição experimental 2.**

Em geral, foi visualizada uma grande quantidade de ciliados fixos e rotíferos, além de ciliados livres natantes, nematóides e tecamebas. Na condição 1 houve predominância de rotíferos (*Rotaria* sp.) e ciliados fixos (*Podophrya* sp., *Epystilis* sp.). Já na condição 2, ocorreu a predominância de rotíferos (*Rotaria* sp.) e ciliados livre natantes (*Litonotus* sp.), visto que a quantidade de ciliados fixos (*Podophrya* sp.) diminuiu em relação a condição anterior. Além disso, apareceram algumas tecamebas (*Arcella* sp.) e no último dia deste regime operacional foi observada a presença de nematóides (*Rhabditis* sp.). As fotos inseridas na Figura 7 apresentam alguns resultados das microscopias realizadas para os regimes operacionais 1 e 2.

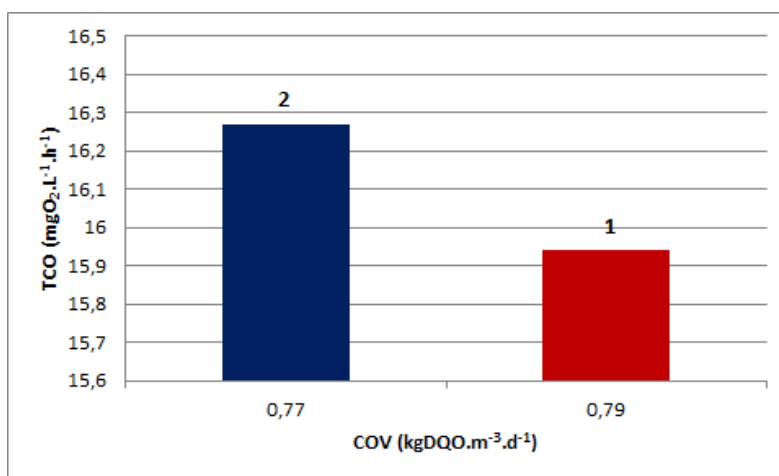


**Figura 7: Microscopias, aumento de 20x, evidenciando os ciliados fixos encontrados no biofilme. (a) e (b) Condição 1, (c) e (d) Condição 2.**

Ressalta-se, que a alternância dos componentes da microfauna é comum em sistemas biológicos, pois estes são extremamente sensíveis às alterações no processo, como mudanças nas condições físico-químicas e ambientais (CORDI et al., 2010). Adicionalmente, a presença desses microrganismos evidencia uma das principais características do ambiente desses reatores, que é a diversidade microbiana no biofilme.

O consumo de oxigênio pela massa bacteriana se deve basicamente a três fatores: respiração endógena, catabolismo do material orgânico do afluente e oxidação de amônia pelas bactérias nitrificantes quando estas estão presentes. Dessa forma, a intensidade da atividade biológica do lodo tem relação direta com a respiração, visto que quanto maior a atividade, maior será a necessidade de produção de energia e, deste modo maior será o consumo de oxigênio no sistema.

A Figura 8 apresenta os resultados dos ensaios realizados para determinação da taxa de consumo de oxigênio nos dois regimes operacionais estudados.



**Figura 8: Resultado da taxa de consumo de oxigênio para os dois regimes operacionais estudados.**

A taxa de consumo de oxigênio da amostra do reator da condição 1 revelou uma biomassa ativa com um resultado de 15,94 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>. Um valor semelhante foi encontrado para a condição 2, onde obteve-se uma TCO de 16,27 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>.

Rosso et al (2011), monitoraram os valores da taxa de consumo de oxigênio para o sistema IFAS aplicado no tratamento de efluente sanitário de uma planta localizada em Greensboro (USA). Para evitar problemas com limitações difusionais este sistema foi operado com uma elevada concentração de oxigênio dissolvido (3,6 - 3,8 mg.L<sup>-1</sup>). Os resultados apontaram para valores muito elevados de TCO, sendo encontrados valores de taxa de consumo de oxigênio de 80 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> no mês de janeiro e de 105,40 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup> para o mês de junho. Segundo os autores, estes valores são atípicos para o tratamento de efluente sanitário e são justificados pela capacidade da biomassa encontrada no IFAS de absorver o dobro de demanda de oxigênio aplicada ao mesmo volume de reator.

Cabe ressaltar, que os valores de oxigênio dissolvido aplicados no presente trabalho foram muito superiores aos citados por Rosso et al (2011), ficando na faixa de 5,83 - 7,34 mg.L<sup>-1</sup>. Também deve ser considerado, que no sistema IFAS a concentração de biomassa em suspensão no reator é muito mais elevada que aquela do sistema MBBR, visto a recirculação de lodo imposta para o primeiro caso, implicando em valores mais elevados de TCO.

## CONCLUSÕES

O processo MBBR estudado apresentou-se como uma excelente alternativa para tratamento de efluente sanitário, podendo ser utilizado tanto para remoção de matéria orgânica quanto para a nitrificação, em um único estágio. Foram obtidas remoções satisfatórias de matéria orgânica e nitrificação para as quatro condições experimentais estudadas. As médias globais de remoção de DQO, DBO e nitrogênio amoniacal, considerando

os dois regimes investigados, foram de 74%, 79% e 85,50%, respectivamente. O regime operacional que forneceu o melhor desempenho do MBBR foi a corrida 1, onde obteve-se uma eficiência de remoção de DQO de 75% e uma nitrificação de 90%, além de uma remoção de 76% de DBO.

O comportamento da concentração de sólidos em suspensão no reator (totais e voláteis) no meio reacional exibiu perfil dentro da faixa esperada para o processo MBBR, em torno de 249 mg.L<sup>-1</sup>.

A taxa de consumo de oxigênio foi semelhante para as condições 1 e 2, ficando em torno de 16,10 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.h<sup>-1</sup>, evidenciando um biofilme com elevada atividade.

As microscopias do biofilme formado no MBBR, realizadas nos regimes estudados, evidenciaram o desenvolvimento de um biofilme fino e denso, o qual cobriu toda a superfície interna do meio suporte, sendo esta última característica comum em biofilmes desenvolvidos em baixas concentrações de meio suporte no reator. Não foi observado o crescimento do biofilme na área externa do meio suporte, corroborando a hipótese de que no projeto de reatores MBBR deve-se levar em consideração apenas a área interna protegida do suporte. Pode-se concluir também, que na microfauna do reator, na maior parte do tempo, ocorreu a predominância de rotíferos, os quais indicam uma elevada idade de lodo, dentro do esperado para reatores MBBR. Outros microrganismos que foram encontrados em grande quantidade no biofilme foram ciliados fixos e ciliados livres natantes.

A análise das formas nitrogenadas no efluente tratado, revelou que, muito provavelmente, no regime operacional 2 ocorreu a nitrificação parcial do efluente, enquanto que na condição experimental 1, ao final do experimento foi possível alcançar a nitrificação total do efluente, com maior formação de nitrato do que nitrato.

Além disso, verificou-se que para o estudo em questão, um aumento na velocidade superficial do ar proporcionou um aumento na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, sendo este aumento de 11% quando a U<sub>G</sub> passou de 1,78 para 3,57 m.h<sup>-1</sup>.

Cabe ressaltar, que a eficiência do processo MBBR, encontrada neste estudo, foi obtida através do uso de uma relação V<sub>S</sub>/V<sub>R</sub> de apenas 25%, o que acarreta no uso de menores velocidades superficiais de ar para manter a massa de meios suportes em suspensão e constante movimentação. Desta forma, as velocidades superficiais de ar empregadas neste estudo são baixas quando comparadas a outros trabalhos realizados. Consequentemente, o custo com energia elétrica diminui, visto que a redução na velocidade superficial do ar implica em uma redução na potência dos sopradores.

Finalmente, é importante acrescentar que podem ser conduzidos estudos com cargas orgânicas superficial e volumétrica mais elevadas, a fim de se avaliar qual o limite para nitrificação em um único MBBR. Além disso, pode-se aumentar o tempo de acompanhamento de cada etapa, com o intuito de verificar o desenvolvimento do biofilme em maiores períodos de tempo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ARVIN, E., HARREMOES, P. Concepts and models for biofilm reactor performance. Water Science and Technology, v. 22, p. 171 - 192, 1990.
2. DOS REIS, G. G. Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR). Rio de Janeiro. 2007. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 2007
3. WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Biofilm reactors: WEF manual of practice n<sup>o</sup>. 35. Alexandria: McGraw Hill, 2011. 608 p.
4. TAVARES, C.; SANT'ANNA Jr., G.; CAPDEVILLE, B. The effect of air superficial velocity on biofilm Accumulation in a three-phase fluidized-bed reactor, Water Research, v. 29, p. 2293-2298, 1995.
5. RUSTEN, B., et al. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactor, Aquacultural Engineering, v. 34, p. 322-331, 2006.
6. CHENG, K. C.; DEMIRCI, A.; CATCHMARK, J.M. Advances in biofilm reactors for production of value-added products, Appl Microbiol Biotechnol, v. 87, p. 445-456, 2010.
7. ACQUAPLANT. Procedimento operacional 0002: amônia e nitrogênio amoniacal. Joinville, 2012.
8. ACQUAPLANT. Procedimento operacional 0019: nitrogênio total kit nitratos 019/ES. Joinville, 2012.

9. ACQUAPLANT. Procedimento operacional 0041: DQO. Joinville, 2012.
10. AMERICA PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21. th. Washington, 2005.
11. FUJII, F. Y. Análise comparativa entre o processo de lodo ativado e o reator de biofilme de leito móvel na remoção de nitrogênio de esgoto sanitário. São Paulo. 2011. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo 2011.
12. ANDREOTTOLLA, G.; et al. Experimental comparison between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater. Water Science and Technology, v. 41. p. 375-382, 2000.
13. VENDRAMEL, S. M. R. Nitrificação de efluente industrial em reator de leito móvel com biofilme: efeito da salinidade. Rio de Janeiro. 2009. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro 2009.
14. CORDI, L. et al. Impacto na microbiota do lodo ativado durante a aclimação com diferentes efluentes industriais, Engenharia Ambiental, v. 7, p. 03 -11, 2010.
15. BATISTA; E. B. F.; SILVA; E. D. F.; BERNARDES, R. S.. Desenvolvimento e adaptação de metodologia e equipamentos simplificados para análises respirométricas em meio líquido. II SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO CENTRO OESTE CAMPO GRANDE, 2002. Anais. Campo Grande MS.
16. ROSSO, D. et al. Oxygen transfer and uptake, nutrient removal, and energy footprint of parallel full-scale IFAS and activated sludge processes, Water Research, v. 45, p. 5987 - 5996, 2011.