

## II-025 – AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM REATOR DE LEITO MÓVEL COM BIOFILME (MBBR) NA NITRIFICAÇÃO DE EFLUENTE SANITÁRIO

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

Engenheira Química pela Universidade do Sul de Santa Catarina (UNISUL). Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Gerente de projetos da empresa Ycatu Engenharia.

**Virgínia Grace Barros**

Engenheira Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Regional de Blumenau (FURB). Doutora em Ciências Ambientais – Università Ca'Foscari di Venezia. Professora do programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UDESC-Joinville.

**Humberto Gracher Riella**

Engenheiro Químico pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Tecnologia Nuclear pela Universidade de São Paulo (USP). Doutor em Maschinenbauingenier - Universität Karlsruhe (1983). Professor Permanente do Programa de Pós- Graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Santa Catarina.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Antônio Ramos Alvim, 422 - Floresta - Joinville - SC - CEP: 89211-460 - Brasil - Tel: (47) 3063 2863 - 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 o desempenho de um MBBR quanto a nitrificação, submetido a quatro diferentes condições experimentais, de acordo com o planejamento fatorial elaborado 2<sup>2</sup>. Tendo como objetivo principal buscar a condição experimental que resulte em um melhor funcionamento do processo MBBR foram variadas a velocidade superficial do ar ( $U_G$ ) e o tempo de retenção hidráulica (TRH). O meio suporte utilizado, contendo 490 m<sup>2</sup>.m<sup>-3</sup> de área superficial específica interna, foi introduzido no reator biológico de acordo com uma razão  $V_s/V_R$  (razão entre o volume de meio suporte e o volume do reator) 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 120 dias, sendo que cada condição experimental operou por 30 dias. As velocidades superficiais do ar empregadas foram de 1,78 e 3,57 m.h<sup>-1</sup> e os tempos de retenção hidráulica de 8,33 e 12,00 h. As eficiências globais de nitrificação, considerando os resultados obtidos nas quatro condições experimentais, foi de 89%. Sendo que a condição 3 (TRH = 8,33 h e  $U_G = 3,57$  m.h<sup>-1</sup>) apresentou os melhores resultados de eficiência. A análise dos efeitos das variáveis independentes ( $U_G$  e TRH) sobre a variável de resposta ( $\eta_{N-NH_4^+}$ ) revelou que a eficiência de nitrificação foi mais afetada pela velocidade superficial do ar do que pelo TRH. As superfícies de resposta obtidas evidenciaram que para uma remoção de nitrogênio amoniacal de 90% deve ser empregado TRH de 12,00 h e  $U_G$  de 3,80 m.h<sup>-1</sup>.

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

### 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 (DOS REIS, 2007).

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 (ARVIN e HARREMOES, 1990; ROGALLA et al., 1992).

Reatores de leito móvel com biofilme (MBBR) 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 (Water Environment Federation, 2011).

Talvez a característica mais impressionante de um MBBR seja sua versatilidade, possibilitando, aos engenheiros, inúmeras soluções e aplicações diferenciadas. 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 (Water Environment Federation, 2011).

Neste tipo de processo, a difusão dos compostos para dentro e para fora do biofilme, desempenha um papel fundamental, principalmente no que se refere à nitrificação. Adicionalmente, o dimensionamento de um MBBR para remoção simultânea de matéria orgânica e nitrificação deve levar em consideração a competição entre as bactérias heterotróficas e autotróficas pelo oxigênio dissolvido do meio reacional. Neste contexto, a velocidade superficial do ar ( $U_G$ ) apresenta-se como uma importante variável operacional, pois influencia diretamente na transferência de massa do sistema, além de controlar a densidade do biofilme e o acúmulo de biomassa no MBBR (TAVARES, C.; SANT'ANNA Jr., G.; CAPDEVILLE, B., 1995).

Sendo assim, com o objetivo de encontrar a condição experimental que resulte em um melhor desempenho do processo MBBR quanto à nitrificação, foram estudadas diferentes condições experimentais, nas quais variou-se a velocidade superficial do ar ( $U_G$ ) e o tempo de retenção hidráulica (TRH).

## MATERIAIS E MÉTODOS

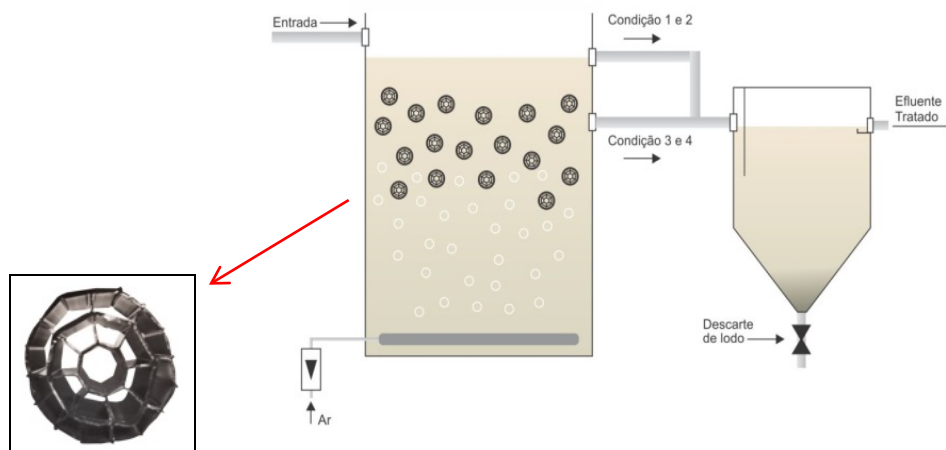
Os ensaios para avaliação do desempenho do processo MBBR foram conduzidos em um sistema piloto, apresentado na Figura 1, composto de um reator de leito móvel com biofilme (37,84 L) seguido de um decantador (7,11 L), ambos confeccionados em acrílico.

O meio suporte utilizado neste trabalho, B&F Oxring, mostrado na Figura 1, possui formato cilíndrico com ranhura externa, diâmetro de 2,50 cm e altura de 1,50 cm, sendo produzido em PEAD (polietileno de alta densidade) com uma densidade de  $0,96 \text{ g.cm}^{-3}$ . Este suporte fornece uma área superficial total de  $641 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ , mas como critério de projeto adotou-se apenas a área superficial interna para adesão da biomassa, a qual é de  $490 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$ . 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, resultando em uma superfície específica de  $122,50 \text{ m}^2.\text{m}^{-3}$  (em relação ao volume do reator).

O MBBR do tipo completamente misturado era alimentado continuamente com efluente sanitário através de uma bomba dosadora, modelo FCE 0505, com vazão ajustada para  $3,00 \text{ L.h}^{-1}$ . O ar era distribuído dentro do reator através de um difusor tubular do tipo bolha fina e soprador modelo LP 40A, sendo a vazão ajustada através de um rotâmetro.

A vazão de alimentação do efluente sanitário,  $3 \text{ L.h}^{-1}$ , foi mantida constante ao longo das condições experimentais. Para variação do tempo de retenção hidráulica foi alterado o nível de líquido dentro do reator. No nível de saída 1, aplicado para as condições 1 e 2, a altura útil foi de 0,428 m resultando em um volume útil

de 36,00 L. O nível de saída 2, o qual possuía altura útil de 0,297 m e volume útil de 25,00 L, foi utilizado para as condições 3 e 4.



**Figura 1 - MBBR Piloto: reator de leito móvel com biofilme seguido pela unidade de decantação e meio suporte B&F Oxring.**

## INÍCIO DA OPERAÇÃO

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 (36,00 L) com efluente sanitário bruto, sendo mantido em batelada por 24 horas. O sistema foi alimentado diariamente com efluente sanitário. Após o desenvolvimento do biofilme, iniciou-se o estudo e o monitoramento de quatro diferentes condições experimentais impostas ao sistema.

No início de cada condição experimental, o MBBR foi inoculado com lodo biológico na proporção de 10% do volume do reator e o volume de meio suporte mantido na razão  $V_S/V_R$  de 25%. Em seguida, o volume do reator foi completado com efluente sanitário para 36 L (condição 1 e 2) ou 25 L (condição 3 e 4), conforme as condições experimentais investigadas. Após completado o volume do reator com efluente, a concentração inicial de sólidos suspensos totais no volume reacional foi em média de  $670 \text{ mg.L}^{-1}$ . O reator foi mantido em batelada pelo período de 24 horas e após este período a sua operação foi em modo contínuo, com vazão de alimentação de efluente constante de  $3,00 \text{ L.h}^{-1}$ .

## CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS INVESTIGADAS

Com o objetivo de verificar a influência das variáveis, velocidade superficial do ar ( $U_G$ ) e tempo de retenção hidráulica (TRH), no funcionamento do processo MBBR foi elaborado um planejamento experimental fatorial  $2^2$ , como mostra a Tabela 1.

**Tabela 1 - Matriz de planejamento fatorial  $2^2$  para avaliação do sistema MBBR.**

Experimento	Velocidade superficial do ar ( $U_G$ ) ( $\text{m.h}^{-1}$ )	Tempo de retenção hidráulica (TRH) (h)
1	3,57	12,00
2	1,78	12,00
3	3,57	8,33
4	1,78	8,33

A influência das variáveis independentes ( $U_G$  e TRH) sobre o desempenho do MBBR, medido através da variável dependente ( $\eta_{N-NH_4^+}$ ), foi verificada através da análise de superfície de resposta, a fim de definir qual a condição experimental que resultou em um melhor funcionamento do MBBR.

A análise de superfície de resposta é definida como uma coleção de técnicas matemáticas e estatísticas usadas para a análise de problemas sobre a influência de cada variável independente sobre as variáveis dependentes de resposta, tendo como objetivo, buscar a combinação de fatores que otimizam a resposta (MONTGOMERY, 2011).

Um período de start up de 30 dias para crescimento do biofilme nos meios suportes, foi seguido pelo período de testes com duração de 4 meses. Sendo assim, o biorreator de leito móvel com biofilme operou continuamente por 120 dias, onde foram variadas a velocidade superficial de ar e o tempo de retenção hidráulica. As condições experimentais foram definidas com base em informações da literatura com a finalidade de encontrar a melhor condição operacional.

## 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.

Conforme mencionado anteriormente, após o desenvolvimento do biofilme foram iniciadas as diferentes condições experimentais, conforme planejamento experimental elaborado.

Nas condições 1 e 2, o tempo de retenção hidráulica 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  $1,78 \text{ m.h}^{-1}$ . Após o término da condição experimental 2, foi dado início a condição 3 e por fim, a condição experimental 4. Nesse caso, o tempo de retenção hidráulica empregado foi de 8,33 h para as duas condições experimentais, sendo que a velocidade superficial do ar empregada na condição 3 foi de  $3,57 \text{ m.h}^{-1}$  e na condição experimental 4 de  $1,78 \text{ m.h}^{-1}$ .

A Tabela 2 apresenta as características do efluente sanitário utilizado nas condições experimentais 1, 2, 3 e 4.

**Tabela 2 - Características do efluente sanitário empregado nas condições experimentais 1 à 4.**

Parâmetros	Condição experimental			
	1	2	3	4
pH	$7,52 \pm 0,44$	$7,36 \pm 0,62$	$7,86 \pm 0,32$	$7,32 \pm 0,57$
DQO (mg/L)	$394,78 \pm 198,73$	$387,89 \pm 96,84$	$362,13 \pm 57,01$	$286,38 \pm 102,27$
Variação DQO	193,00 - 870,00	273,00 - 571,00	296,00 - 480,00	103,00 - 417,00
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	$113,80 \pm 42,66$	$165,24 \pm 60,58$	$188,00 \pm 76,11$	$180,43 \pm 75,58$
Variação DBO	60,00 - 157,00	124,20 - 270,00	106,00 - 299,00	77,00 - 252,00
Nitrogênio total (mg/L)	105,00	129,00	111,00	114,00
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	$38,25 \pm 28,39$	$63,24 \pm 39,16$	$72,20 \pm 27,50$	$64,23 \pm 19,90$
Variação Nitrogênio amoniacal	5,40 - 76,00	10,00 - 116,00	22,00 - 114,00	36,00 - 96,00
Fósforo total (mg/L)	10,90	11,30	11,40	64,30

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

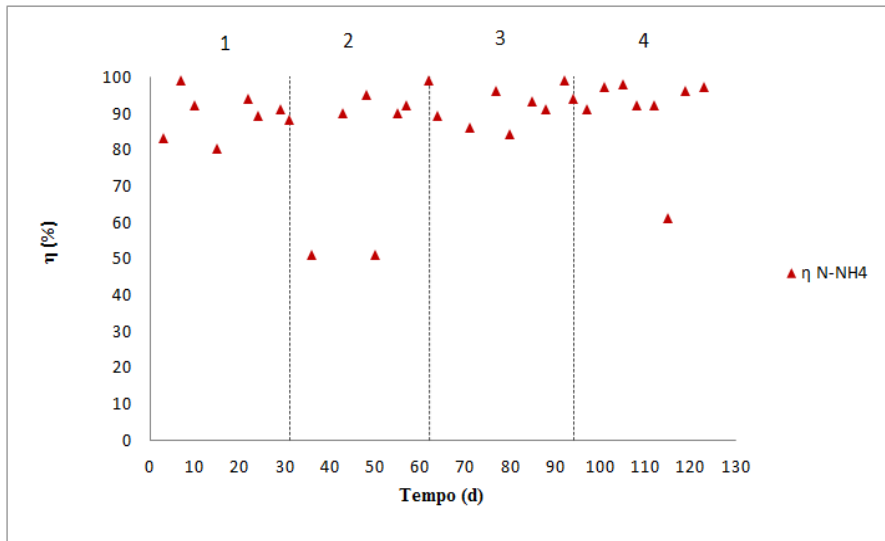
antecipadamente. Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros de operação do MBBR para as quatro condições estudadas.

**Tabela 3 - Parâmetros de operação do MBBR para as condições experimentais 1 à 4.**

Variáveis	Condição experimental			
	1	2	3	4
COS (gDQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	6,45 ± 3,24	6,33 ± 1,58	8,51 ± 1,34	6,73 ± 2,40
Varição COS	3,15 - 14,20	4,46 - 9,32	6,96 - 11,28	2,42 - 9,80
COV (kgDQO.m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,79 ± 0,40	0,77 ± 0,19	1,04 ± 0,16	0,83 ± 0,29
Varição COV	0,38 - 1,73	0,54 - 1,14	0,85 - 1,38	0,30 - 1,20
CNS (gN-NH <sub>4</sub> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,62 ± 0,46	1,03 ± 0,64	1,70 ± 0,65	1,51 ± 0,47
Varição CNS	0,09 - 1,24	0,16 - 1,89	0,52 - 2,68	0,85 - 2,26
CNV (kg N-NH <sub>4</sub> .m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,08 ± 0,06	0,13 ± 0,08	0,21 ± 0,08	0,19 ± 0,06
Varição CNV	0,01 - 0,15	0,02 - 0,23	0,06 - 0,33	0,10 - 0,28
Oxigênio Dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )	7,34 ± 0,52	5,83 ± 0,87	6,48 ± 0,65	4,68 ± 0,81

Segundo Fujii (2011), o projeto de reatores MBBR deve considerar uma COS variando entre 0,50 a 5,00 gDQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e uma taxa de aplicação de nitrogênio amoniacal variando entre 0,05 a 0,50 gN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Como pode ser observado na Tabela 3, as taxas de aplicação de DQO e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 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.

As Figuras 2 e 3 apresentam os resultados obtidos para remoção de nitrogênio amoniacal no MBBR para as condições estudadas, além do perfil das formas nitrogenadas.



**Figura 2 - Variação da eficiência de remoção (η) de nitrogênio amoniacal para as condições experimentais 1, 2, 3 e 4.**

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 quatro condições estudadas, as taxas de aplicação foram superiores às mencionadas por Andreottola et al (2000), resultando em eficiências médias de nitrificação de 90% para a condição 1 e de 92% para a condição experimental 3.

É importante destacar que as velocidades superficiais de ar empregadas neste estudo são baixas quando comparadas a outros estudos realizados, isto implica em menores custos de energia para manter os suportes em suspensão e no fornecimento de oxigênio à biomassa. Poucos foram os trabalhos encontrados na literatura que relacionam o desempenho do processo MBBR com a velocidade superficial do ar, alimentando efluente sanitário gerado em condições reais.

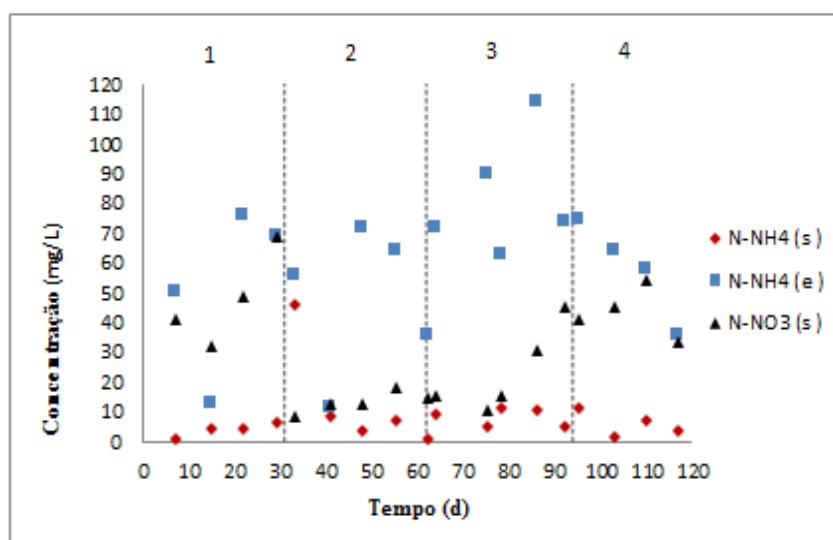
Analizando o gráfico da Figura 3, verificou-se que no início da condição experimental 1 a concentração de nitrato ( $40,50 \text{ mg.L}^{-1}$ ) ficou bastante próxima à concentração de nitrogênio amoniacal da entrada ( $50,10 \text{ mg.L}^{-1}$ ) se igualando ao final do experimento, onde o efluente tratado apresentou uma concentração de nitrato de  $68,50 \text{ mg.L}^{-1}$  e o efluente bruto apresentou  $69,39 \text{ mg.L}^{-1}$  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  $63,24 \text{ mg.L}^{-1}$ , enquanto que a concentração de nitrato no efluente tratado foi de apenas  $13 \text{ mg.L}^{-1}$ . Estes resultados mostram que, possivelmente, nesta condição experimental a nitrificação ocorreu parcialmente, indicando uma maior formação de nitrito do que de nitrato.

Os dados revelam que na condição experimental 3, houve a predominância de nitrificação parcial no sistema. Ao final desta condição observou-se uma tendência de aumento na formação de nitrato e consequente redução na concentração de nitrito. No trigésimo dia de experimento, a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente de entrada foi de  $74 \text{ mg.L}^{-1}$  enquanto que a concentração de nitrato formada foi de  $45 \text{ mg.L}^{-1}$ , sendo estas bastante próximas.

No início da condição 4 observou-se a ocorrência de nitrificação parcial do efluente, apresentando uma tendência de aumento da formação de nitrato ao longo do experimento. Decorridos 18 dias de experimento, a formação de nitrato praticamente se igualou a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente bruto. Após 25 dias, a concentração de nitrato no efluente tratado foi de  $33 \text{ mg.L}^{-1}$  e a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente bruto foi de  $36 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Cabe ressaltar, que para as quatro condições estudadas a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente tratado ficou abaixo de  $20 \text{ mg.L}^{-1}$ , atendendo ao limite estipulado na legislação ambiental.



**Figura 3 - Perfil da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente de entrada ( $\text{N-NH}_4^+$  (e)) e das concentrações de nitrato e nitrogênio amoniacal no efluente de saída ( $\text{N-NO}_3$  (s),  $\text{N-NH}_4^+$  (s)) para as condições experimentais 1, 2, 3 e 4.**



Andreottola et al (2000) afirmou que para taxas de aplicação de DQO menores do que  $0,60 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  ou  $5,40 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , a concentração de nitrito foi menor do que  $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$ . Elevadas taxas de aplicação causam um aumento considerável na concentração de nitrito. Nas condições experimentais 1 a 4, as taxas de aplicação volumétrica e superficial foram maiores do que as citadas por Andreottola et al. (2000). Entretanto, na condição 2 foi observada a maior diferença entre as concentrações de nitrato no efluente tratado e as concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente bruto.

Cabe ressaltar, que de todas as condições estudadas, a condição 3 apresentou as maiores cargas orgânica e nitrogenada volumétricas aplicadas ao reator, sendo estas correspondentes a  $1,04 \text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  e  $0,21 \text{ kgN-NH}_4.\text{m}^{-3}.\text{d}^{-1}$ , respectivamente. Estes valores podem ter influenciado na nitrificação parcial, observada durante a condição experimental 3, de acordo com as especificações de Andreottola (2000).

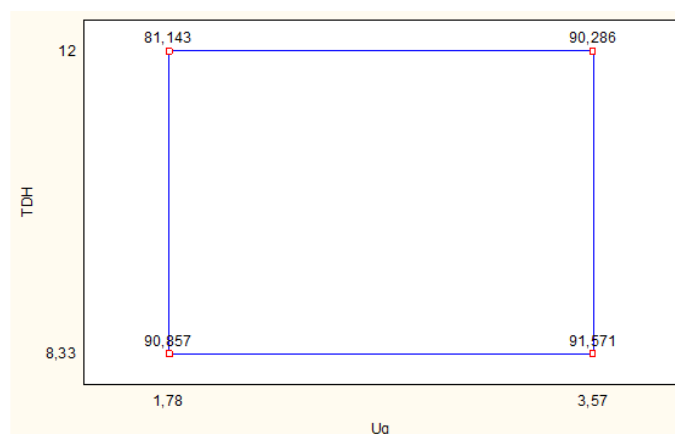
### Efeito das variáveis independentes sobre a eficiência de remoção de $\text{N-NH}_4^+$

Inicialmente, foram determinados os efeitos de cada variável independente (velocidade superficial do ar e tempo de retenção hidráulica) sobre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em um sistema MBBR e em seguida o efeito de suas interações. A Tabela 4 apresenta os valores estimados através do software Statistica 7 para o efeito representado para cada variável independente.

**Tabela 4 - Efeito das variáveis independentes ( $U_G$  e TRH) e de suas interações sobre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em um sistema MBBR.**

Fatores	Efeito	Erro padrão	p-valor
$U_G$	4,9286	4,3183	0,2650
TRH	-5,5000	4,3183	0,2150
$U_G \times \text{TRH}$	4,2143	4,3183	0,3388

Verifica-se que os efeitos dos fatores não se apresentaram estatisticamente significativos ao nível de 5% de significância ( $p \leq 0,05$ ). A Figura 4 apresenta o diagrama square, onde podem ser visualizados os efeitos de cada variável e suas interações sobre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal.



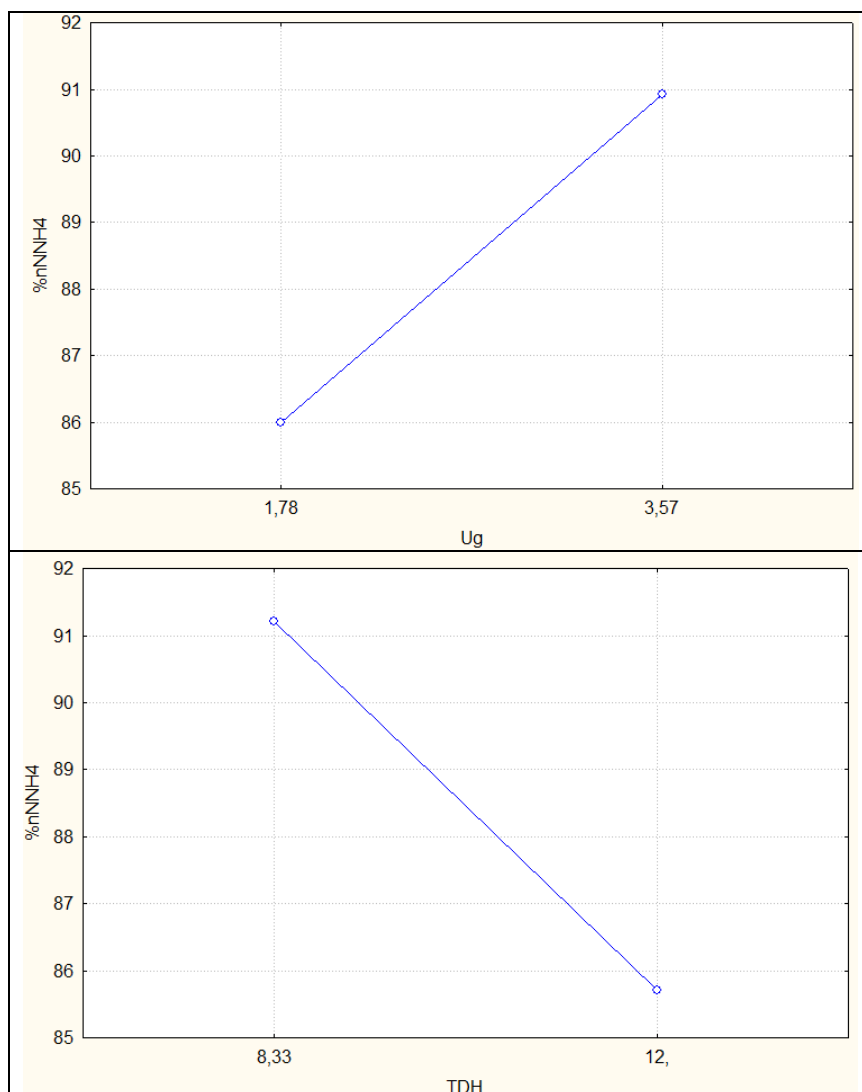
**Figura 4 - Diagrama "square" relacionando as variáveis, velocidade superficial do ar e tempo de retenção hidráulica, com a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal.**

O gráfico revela que com o aumento da velocidade superficial do ar eleva-se a eficiência de nitrificação do sistema. No entanto, esse efeito é muito mais pronunciado com o tempo de retenção hidráulica de 12,00 h do que com o TRH de 8,33 h.

Por outro lado, modificando o tempo de retenção hidráulica de 8,33 para 12,00 h percebe-se uma redução significativa na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, e esse efeito é muito mais significativo a  $1,78 \text{ m.h}^{-1}$  do que a  $3,57 \text{ m.h}^{-1}$ .

Desta forma, observou-se que a maior eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (91%, em média) foi obtida com o tempo de retenção hidráulica de 8,33 h e com a velocidade superficial do ar de 3,57 m.h<sup>-1</sup>.

A Figura 5, a qual apresenta o gráfico de efeitos das variáveis independentes sobre a resposta, corrobora as afirmações mencionadas anteriormente sobre a influência das mesmas no funcionamento do sistema MBBR em questão.



**Figura 5 - Gráficos do efeito da (a) Velocidade superficial do ar e do (b) Tempo de retenção hidráulica sobre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em um sistema MBBR.**

Resumindo, observa-se que um aumento na velocidade superficial do ar proporciona um aumento na remoção de nitrogênio amoniacal (aproximadamente 5,00 %) enquanto que quando o tempo de retenção hidráulica foi aumentado a eficiência do processo de nitrificação reduziu em torno de 5,00 %.

Os dados apresentados na Figura 2 também foram analisados utilizando análise de variância e os resultados obtidos para tal são apresentados na Tabela 5 a seguir.

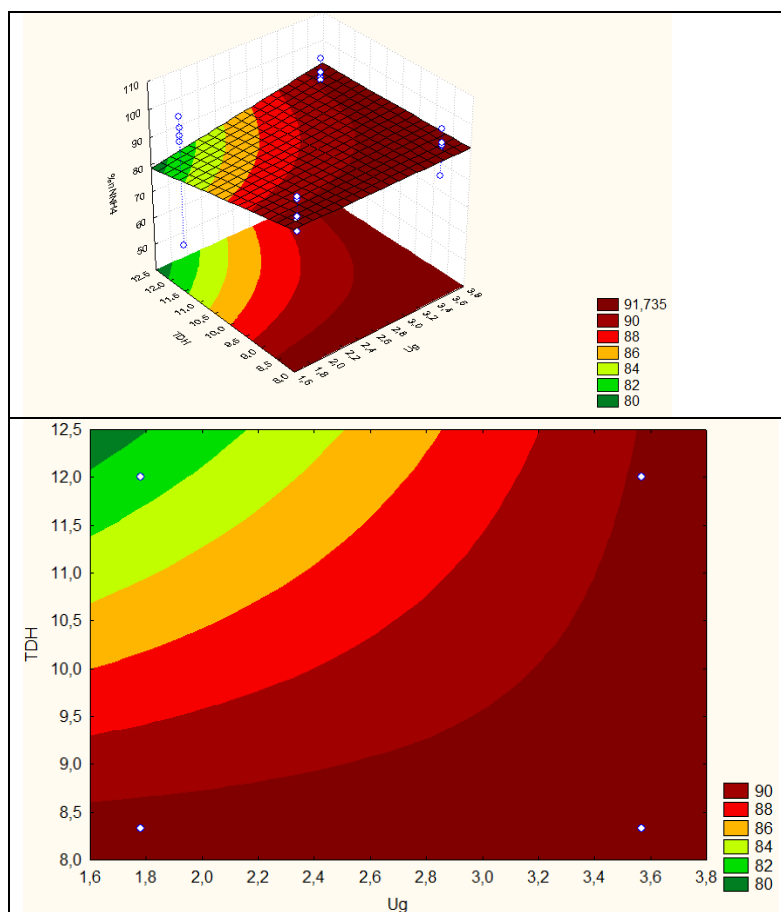


**Tabela 5 - Análise de variância para a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em um sistema MBBR.**

Fatores	Soma dos Quadrados	Graus de Liberdade	Quadrado médio	F-calc
$U_G$	170,036	1	170,036	1,3026
TRH	211,750	1	211,750	1,6222
$U_G \times \text{TRH}$	124,321	1	124,321	0,9524
Erro	3132,857	24	130,536	
Total	3638,964	27		

Sendo assim, foram estimadas as superfícies de resposta para o planejamento empregado, onde pode ser observado o comportamento do processo MBBR na remoção de nitrogênio amoniacal. Cabe ressaltar, que a variável TRH apresentou um efeito negativo sobre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal.

Na Figura 6 podem ser visualizados a superfície de resposta e o gráfico de contornos da eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em um sistema MBBR, utilizando a velocidade superficial do ar variando entre 1,78 e 3,57  $\text{m.h}^{-1}$  e o tempo de retenção hidráulica de 8,33 e 12,00 h.



**Figura 6 - (a) Superfície de resposta e (b) Gráfico de contornos para a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em um sistema MBBR.**

Verifica-se que as maiores eficiências do sistema MBBR para remoção de nitrogênio amoniacal,  $\eta = 90\%$ , são obtidas para velocidades superficiais do ar variando entre 1,60 e 3,80  $\text{m.h}^{-1}$  e para tempos de retenção hidráulica entre 8,00 e 12,50 h. Enquanto que as menores eficiências,  $\eta = 80\%$ , são alcançadas para velocidade superficial do ar entre 1,60 e 1,80  $\text{m.h}^{-1}$  e tempo de retenção hidráulica de aproximadamente 12,50 h.

Como esperado, a variável independente que apresentou maior efeito sobre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal no MBBR em questão foi a velocidade superficial do ar, visto que a etapa de nitrificação é influenciada significativamente pela transferência de oxigênio para o interior do biofilme, sendo esta facilitada pelo aumento da vazão de ar injetada no sistema e consequentemente pelo aumento da disponibilidade de oxigênio no meio, além do aumento da agitação do meio líquido.

Não foram encontrados trabalhos na literatura que relacionam diretamente a eficiência de nitrificação com a velocidade superficial do ar aplicada ao reator. A maior parte destes trabalhos relaciona a concentração de oxigênio dissolvido ou a taxa de aplicação de carga orgânica com a eficiência de nitrificação (LI et al., 2012; ONG et al., 2004; WEISS et al., 2005; GONG et al., 2012). Neste sentido, Hem, Rusten e Ødegaard (1994) verificaram que maiores taxas de nitrificação foram obtidas para concentrações de OD da ordem de 4,50 a 5,00 mg.L<sup>-1</sup>. Também nesta linha de raciocínio, Rusten et al (2000) sugere que a eficiência de nitrificação aumenta em 70% quando a concentração de OD aumenta de 5,0 para 8,0 mg.L<sup>-1</sup>.

## CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

O processo MBBR possibilitou uma excelente nitrificação do efluente nas quatro condições experimentais estudadas, sendo a média global de remoção de nitrogênio amoniacal igual a 89%. Na condição experimental 3 foi atingida a melhor eficiência média de nitrificação, sendo esta de 92%.

A análise das formas nitrogenadas no efluente tratado, revelou que, muito provavelmente, nas condições 2 e 3 ocorreu a nitrificação parcial do efluente, enquanto que nas condições experimentais 1 e 4, ao final do experimento foi possível alcançar a nitrificação total. Na condição 3 foram empregadas as maiores cargas orgânica e nitrogenada volumétricas, sendo estas correspondentes a 1,04 kgDQO.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup> e 0,21 kgN-NH<sub>4</sub>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente.

Através da análise do efeito das variáveis, velocidade superficial do ar e tempo de retenção hidráulica, sobre o funcionamento do sistema MBBR quanto à remoção de nitrogênio amoniacal foi possível verificar que a velocidade superficial do ar foi a variável que apresentou maior efeito sobre a remoção de nitrogênio amoniacal. As superfícies de respostas obtidas revelam que um melhor desempenho do processo (razão  $V_s/V_R$  = 25%), com 90% de nitrificação, pode ser alcançado empregando-se uma velocidade superficial do ar de 3,80 m.h<sup>-1</sup> e um tempo de retenção hidráulica de 12 horas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ANDREOTTOLLA, Gianni; 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.
2. ARVIN, E., HARREMOES, P. Concepts and models for biofilm reactor performance. *Water Science and Technology*, v. 22, p. 171 - 192, 1990.
3. DOS REIS, Gelma Gonçalves. Influência da carga orgânica no desempenho de reatores de leito móvel com biofilme (MBBR). Rio de Janeiro : [s.n.], 2007. 153 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.
4. FUJII, Fábio Yugo. 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 : [s.n.], 2011. 109 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
5. GONG, Lingxiao et al. Biomass characteristics and simultaneous nitrification–denitrification under long sludge retention time in an integrated reactor treating rural domestic sewage, *Bioresource Technology*, v. 119, p. 277 - 284, 2012.
6. HEM, Lars; RUSTEN, Bjorn; ØDEGAARD, Hallvard. Nitrification in a Moving Bed Biofilm Reactor, *Water Research*. v. 28, p. 1425-1433, 1994.
7. LI, Hui-qiang et al. Removal of phenols, thiocyanate and ammonium from coal gasification wastewater using moving bed biofilm reactor, *Bioresource Technology*, v. 102, p. 4667 - 4673, 2011.



8. MONTGOMERY, Douglas C. Applied statistics and probability for engineers. 5th. Nova York: John Wiley & Sons, 2011.
9. ONG, S.L. et al. Novel high capacity biofilm reactor system for treatment of domestic sewage, Water, Air, and Soil Pollution, v. 157, p. 245-254, 2004.
10. ROGALLA, F., et al. Minimising nuisances by covering compact sewage plants, Water Science and Technology, v. 25, p. 363 – 374, 1992.
11. RUSTEN, Bjorn. et al. Pilot testing and preliminary design of moving bed biofilm reactors for nitrogen removal at the FREVAR wastewater treatment plant. Water Science Technology, v. 4, p. 13-20, 2000.
12. 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.
13. Water Environment Federation. Biofilm reactors: WEF manual of practice no. 35. Alexandria: McGraw Hill, 2011. 608 p.
14. WEISS, Jeffery S. et al. Evaluation of moving bed biofilm reactor technology for enhancing nitrogen removal in a stabilization pond treatment plant, Water Environment Federation, p. 2085 - 2102, 2005.