



II-416 – ANÁLISE DOS FATORES AMBIENTAIS INTERVENIENTES NA NITRIFICAÇÃO EM FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES

Marcelo Ferreira da Fonseca⁽¹⁾

Engenheiro Civil (UFJF) e Sanitarista (ENSP/FIOCRUZ) e Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento (COPPE/UFRJ).

Isaac Volschan Junior

D.Sc., Prof. Adjunto do Depto. de Recursos Hídricos e Meio Ambiente da Escola Politécnica - UFRJ.

Eduardo Pacheco Jordão

Dr.Eng., Prof. Associado do Depto. de Recursos Hídricos e Meio Ambiente da Escola Politécnica - UFRJ.

Endereço⁽¹⁾: Rua Menezes Vieira 130/casa2- Cachambi - Rio de Janeiro - RJ - CEP: 20771 - 330 - Brasil - Tel: (21) 2595-9764 - e-mail: marceloferreiraafonseca@gmail.com

RESUMO

Diversas pesquisas já estudaram a utilização de Filtros Biológicos Percoladores (FBPs) como unidade de pós-tratamento de reatores UASB. Estes estudos demonstraram que a sequência UASB+FBP é capaz de alcançar excelentes resultados de remoção de DBO, DQO e SST. Entretanto, é pouco conhecida ou difundida a remoção concomitante de matéria orgânica e N-amoniaco em FBP pós-UASB.

O presente trabalho busca discutir e avaliar o efeito de determinados fatores ambientais sobre as taxas de remoção de N-amoniaco ($\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$) em FBPs. Os fatores ambientais contemplados neste estudo são: $\text{NH}_4^+\text{-N}$, oxigênio dissolvido, DBO, alcalinidade, pH e toxicidade.

PALAVRAS-CHAVE: Filtro Biológico Percolador, pós-tratamento de reator UASB, nitrificação.

INTRODUÇÃO

Pesquisadores já demonstraram que as taxas de remoção de N-amoniaco ($\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$) não são influenciadas pela concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, a menos que esta substância alcance valores inferiores a 5mg/l (WILLIAMSON e McCARTY, 1976; GÖNENC e HARREMÖES, 1985; GULLICKS e CLEASBY, 1986; BOLLER & GUJER, 1986; PARKER *et al.*, 1989; OKEY & ALBERTSON, 1989a; OKEY & ALBERTSON, 1989b; BOLLER *et al.*, 1994; BOLLER *et al.*, 1997). Estes mesmos pesquisadores entendem que o oxigênio dissolvido torna-se o substrato limitante da reação sempre que a concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ é superior a 5mg/l.

Sabe-se que microorganismos heterotróficos podem apresentar taxa de crescimento muito superior a dos microorganismos nitrificantes. Portanto, os seres heterotróficos podem impedir a presença da biomassa nitrificante no biofilme caso estes microorganismos tenham que competir por oxigênio e espaço no meio suporte. Por outro lado, a equação de Monod revela que é possível reduzir a taxa de crescimento dos microorganismos heterotróficos através da redução da concentração de DBO. Portanto, quanto menor a concentração de DBO, maior tende a ser a quantidade de biomassa nitrificante no biofilme, e conseqüentemente maior tendem a ser as taxas de remoção de N-amoniaco. WEF (2005) comenta que o biofilme passa a ter uma porção significativa de microorganismos nitrificantes quando a DBO e a DBO solúvel não ultrapassam respectivamente 20 e 15mg/l. METCALF & EDDY (2003) ressalta que a DBO efluente deve ser inferior a 30 mg/l para iniciar a nitrificação, e menor que 15 mg/l para nitrificação completa.

Outro aspecto importante a ser levado em consideração é a elevada demanda teórica de alcalinidade exercida pela nitrificação que é de $7,1\text{gCaCO}_3/\text{gNH}_4^+\text{-N}$ oxidada. Devido a esta elevada demanda, o esgoto poderá vir a apresentar reduzidas concentrações de CaCO_3 , o que provocaria redução do pH. WEF (2005) recomenda que a alcalinidade seja mantida numa faixa entre 50 e 100 mg CaCO_3/l no mínimo, a fim de evitar a depreciação do pH.

Embora o trabalho de BIESTENFELD *et al.* (2003) demonstre que as taxas de remoção de N-amoniaco em sistemas com biofilme não sejam fortemente influenciadas pela variação de pH, a redução drástica deste parâmetro pode converter o nitrito a ácido nitroso, substância tóxica aos microorganismos nitrificantes. Eventuais correções de pH também devem ser realizadas de forma criteriosa, pois valores elevados de pH convertem a amônia ionizada em amônia livre que também é tóxica aos microorganismos nitrificantes.



Segundo FERREIRA (2000), o ácido nitroso passa a exercer um efeito inibitório a *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* quando a concentração desta substância é superior a 0,22mg/l. Com relação a amônia livre, *Nitrossomonas* não toleram concentrações superiores a 10mg/l e as *Nitrobacter* não toleram concentrações superiores a 1mg/l.

Além do ácido nitroso, o sulfeto também pode inibir o processo de nitrificação. Segundo AESOY *et al.* (1998), uma concentração de sulfeto superior a 0,5 mg/l pode causar efeitos consideravelmente negativos para a atividade nitrificante. Assim, FBPs pós-UASB podem apresentar reduzidas taxas de remoção de N-amoniacal, pois tecnologias anaeróbias formarão sulfeto caso exista a presença de sulfato no afluente.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida nas instalações do Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da UFRJ, no âmbito do Edital 5 do PROSAB, sendo o aparato experimental constituído pelas seguintes unidades: grade de barras, desarenador, elevatória de esgoto bruto, reator UASB, FBP e decantador secundário. O meio suporte utilizado no FBP foi do tipo anel randômico com superfície específica de $80\text{m}^2/\text{m}^3$ e índice de vazios de 95%. As Figuras 1 e 2 ilustram, respectivamente, o fluxograma do processo de tratamento e o meio suporte utilizado na pesquisa. Em seguida, a Tabela 1 apresenta as principais características das unidades de tratamento.

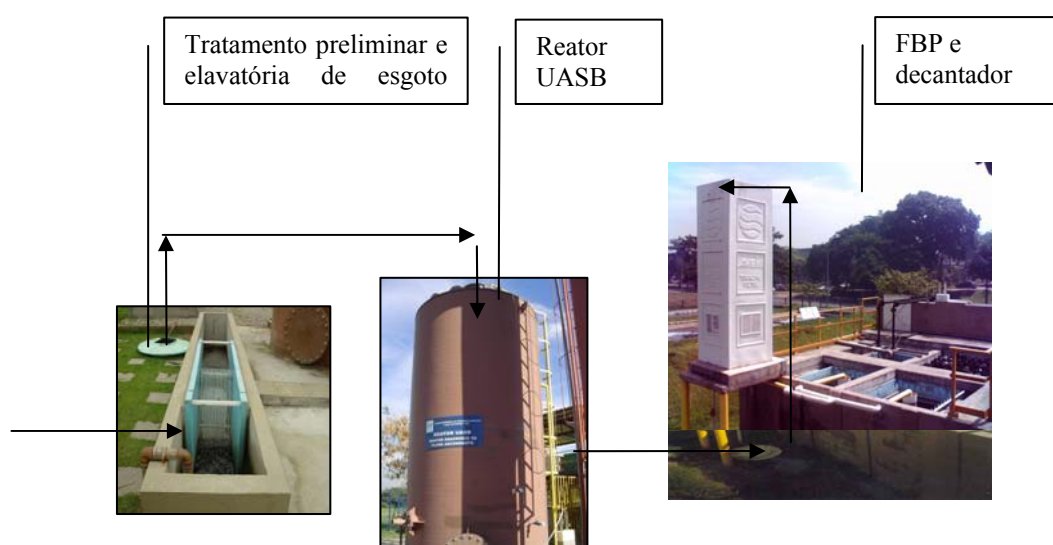


Figura 1: Fluxograma do processo de tratamento

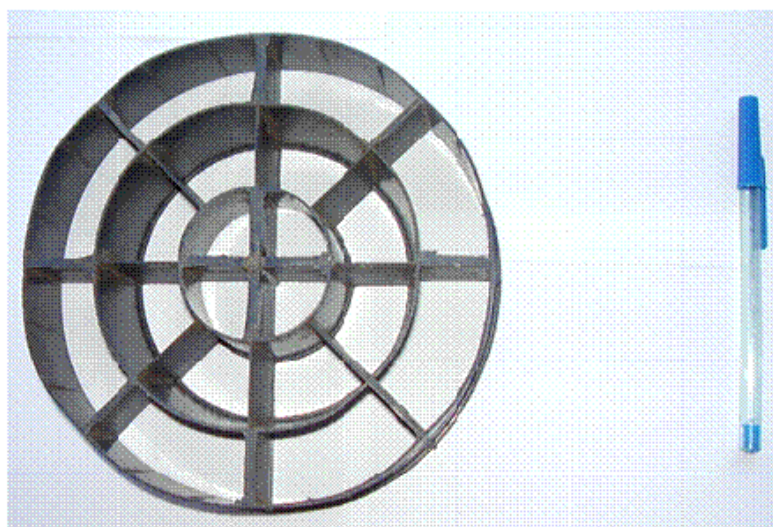


Figura 2 – Meio suporte do tipo anel randômico

**Tabela 1 – Características das unidades de tratamento**

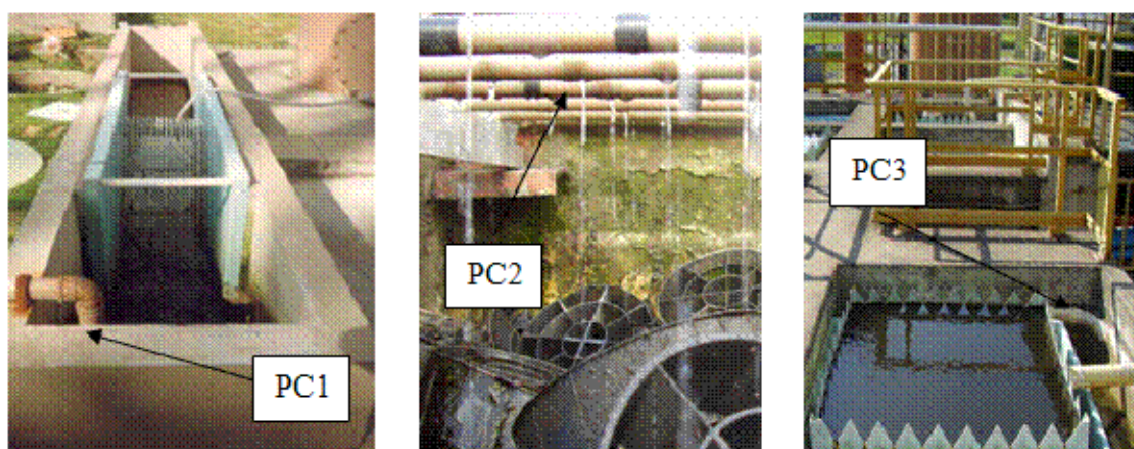
| Parâmetro | UASB | FBP | Decantador Secundário |
|-------------------------------|---------------|-------------|-----------------------|
| Seção (m ²) | 4,9 (Ø= 2,5m) | 1 (1m x 1m) | 2,89 (1,7m x 1,7m) |
| Altura total (m) | 5 | 3 | 2,2 |
| Volume útil (m ³) | 22 | 3 | 2,7 |

O FBP foi alimentado com o efluente do reator UASB, cuja operação ao longo de toda a pesquisa manteve-se com o tempo de detenção hidráulico de 5 horas. Já o FBP apresentou três condições operacionais denominadas fases FB-1, FB-2 e FB-3 diferenciadas pela aplicação de distintas Taxas de Aplicação Superficial - TAS (m³/m².d) e prática de recirculação. A recirculação realizada se deu a partir do efluente do FBP, portanto não contempla o efluente do decantador secundário (Recirculação Tipo Accelo). A Tabela 2 descreve as condições operacionais do UASB, do FBP e do decantador secundário ao longo da pesquisa.

Tabela 2 – Síntese das fases experimentais e respectivas condições operacionais

| Fase | Período | Duração (d) | UASB | FBP | | Decantador Secundário |
|------|-----------------|-------------|---------|---|---------------------------|---|
| | | | TDH (h) | TAS (m ³ /m ² .d) | Razão de Recirculação (R) | TAS (m ³ /m ² .d) |
| FB-1 | Dez/07 – Mar/08 | 105 | 5 | 10 | 1 | 3,46 |
| FB-2 | Mar/08 – Jun/08 | 91 | 5 | 10 | - | 3,46 |
| FB-3 | Jul/08 – Ago/08 | 42 | 5 | 5 | - | 1,73 |

O plano de amostragem definiu três pontos fixos para coleta de amostras do esgoto bruto afluente ao reator UASB (PC1) e do afluente (PC2) e do efluente (PC3) do FBP, conforme ilustram os detalhes (a), (b) e (c) da Figura 3. Como é possível notar, o esgoto bruto era coletado na canalização de entrada do tratamento preliminar, o afluente do FBP coletava-se junto ao sistema distribuidor, localizado na parte superior do FBP, e o efluente do FBP era coletado na canaleta do decantador secundário.

**Figura 3 - Pontos de coleta das amostras do esgoto bruto, afluente e efluente do FBP**

O afluente e o efluente do FBP foram caracterizados por amostras compostas, coletadas de hora em hora, entre as 8:00 e 15h, com frequência de amostragem de uma vez por semana. Durante o período da coleta, as amostras eram armazenadas em frascos plásticos de 1 litro, sob refrigeração a 4°C, no intuito de preservar suas características físico-químicas. Ao fim da coleta, estas amostras eram transportadas para o Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA) da UFRJ onde eram processadas as análises físico-químicas, segundo o Standard Methods (AWWA, 1998).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conhecendo-se as TAS utilizadas ao longo do experimento (incluindo a recirculação) e as concentrações de NH₄⁺-N do afluente e do efluente do FBP, tornou-se possível calcular as taxas de remoção N-amoniaco obtidas nas fases FB-1, FB-2 e FB-3. A Tabela 3 apresenta a estatística descritiva das taxas de remoção de N-



amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$) obtidas nas três fases operacionais. Em seguida a Figura 4 ilustra os respectivos percentis.

Tabela 3 – Estatística descritiva das taxas de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$)

| Fase | Nº Dados | Média | D. Padrão | Coef. Var. |
|------|----------|-------|-----------|------------|
| FB-1 | 9 | 0,37 | 0,21 | 0,57 |
| FB-2 | 12 | 0,38 | 0,23 | 0,59 |
| FB-3 | 6 | 0,17 | 0,05 | 0,27 |

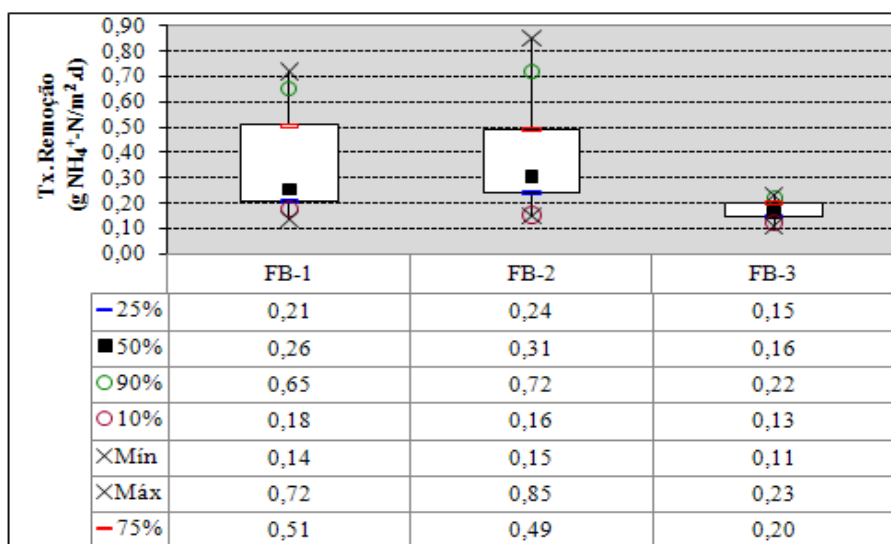


Figura 4 - Box & Whiskers das taxas de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$)

Era de esperar-se uma maior taxa de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$) na fase FB-3, pois sua TAS é inferior a das demais fases. Entretanto, a fase FB-3 foi aquela que apresentou menor taxa de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$), hipótese esta comprovada através de testes estatísticos de Kruskal-Wallis que apontaram diferenças significativas ($\alpha=5\%$) entre as taxas de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$) das fases FB-2 e FB-3 e diferenças significativas ($\alpha=10\%$) entre as taxas de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$) das fases FB-1 e FB-3. Neste sentido, é possível supor que um ou mais de um fator ambiental (NH_4^+-N , OD, DBO, alcalinidade, pH e toxicidade) possam ter depreciado com mais intensidade a taxa de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$) da fase FB-3. Chama-se a atenção também para a grande variabilidade apresentada pelas taxas de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$) das fases FB1 e FB-2 (vide Figura 4), fato este que também pode ser atribuído a influência de um ou mais de um fator ambiental.

✓ Influência do N-amoniacoal

Ao longo de todo o experimento as concentrações de NH_4^+-N afluente e efluente mantiveram-se superiores a 10mg/l, conforme ilustra a série histórica apresentada na Figura 5. Considerando que as taxas de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$) respondem a uma cinética de ordem zero para concentrações de N-amoniacoal superiores a 5mg/l (WILLIAMSON e McCARTY, 1976; GÖNENC e HARREMÖES, 1985; GULLICKS e CLEASBY, 1986; BOLLER & GUJER, 1986; PARKER *et al.*, 1989; OKEY & ALBERTSON, 1989a; OKEY & ALBERTSON, 1989b; BOLLER *et al.*, 1994; BOLLER *et al.*, 1997), entende-se que a concentração de N-amoniacoal disponível não tenha exercido qualquer influência sobre as taxas de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2.\text{d}$).

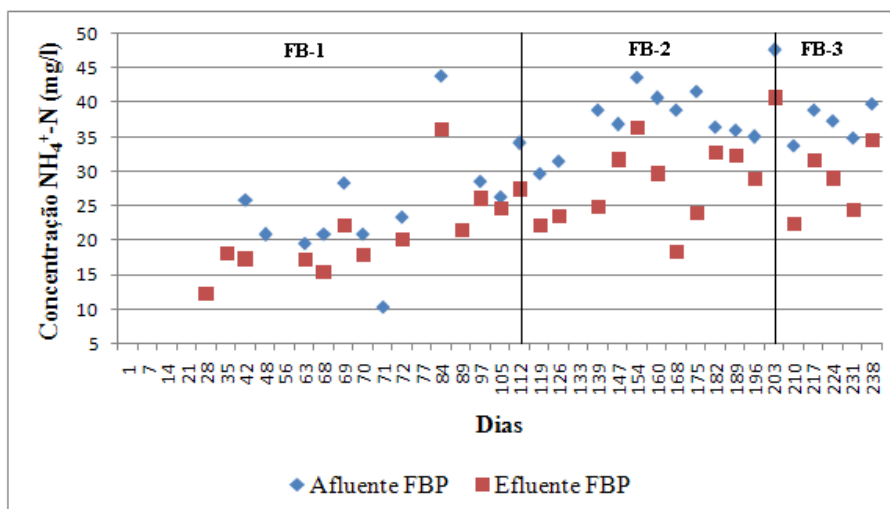


Figura 5 - Série histórica das concentrações de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/l) afluente e efluente do FBP

✓ *Influência do OD*

A Tabela 4 apresenta a estatística descritiva das concentrações de OD encontradas nos efluentes do FBP. Em seguida, a Figura 6 ilustra os percentis obtidos das concentrações de OD.

Tabela 4 – Estatística descritiva das concentrações médias diárias de OD (mg/l) efluente do FBP.

| Fase | Nº Dados | Média | D. Padrão | Coef. Var. |
|------|----------|-------|-----------|------------|
| FB-1 | 11 | 5,5 | 1,24 | 0,23 |
| FB-2 | 12 | 4,9 | 1,42 | 0,29 |
| FB-3 | 6 | 3,9 | 0,66 | 0,17 |

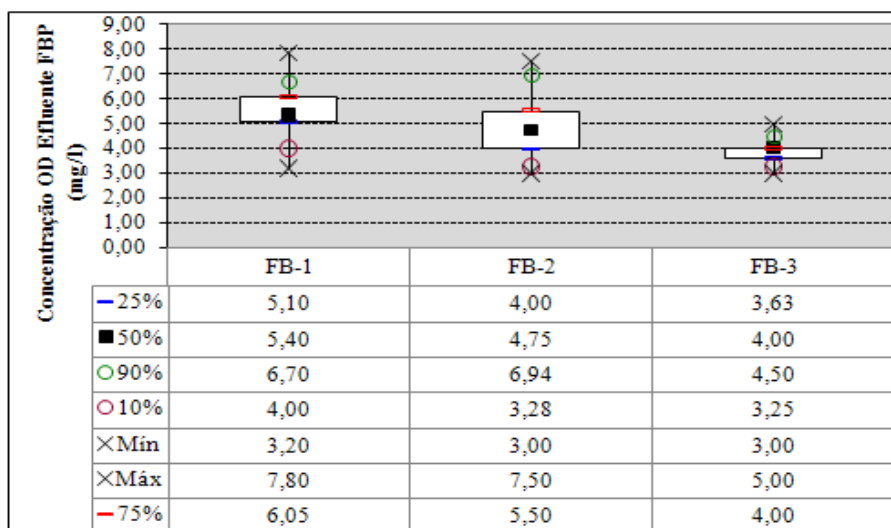


Figura 6 - Box & Whiskers das concentrações médias diárias de OD (mg/l) efluente do FBP

Testes estatísticos do tipo Kruskal-Wallis identificaram diferenças significativas ($\alpha=5\%$) entre as concentrações de OD das fases FB-1 e FB-3. Assim, em princípio, a diferença entre as taxas de remoção de N-amoniaco ($\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{d}$) das fases FB-1 e FB-3 pode então ser atribuída à diferença entre as concentrações médias de OD respectivamente disponíveis.

De modo que fosse possível evidenciar ainda mais a influência da disponibilidade de OD sobre as taxas de remoção de N-amoniaco ($\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{d}$), o gráfico da Figura 7 ilustra a correlação entre ambos nas três fases



operacionais. Observa-se que as taxas de remoção de N-amoniaco ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$) são incrementadas à medida que as concentrações de OD crescem. Conforme ilustra a Figura 7, as concentrações de OD apresentaram grande variabilidade, podendo-se também admitir que o OD tenha sido um dos parâmetros responsáveis pela variabilidade apresentada pelas taxas de remoção de N-amoniaco ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$).

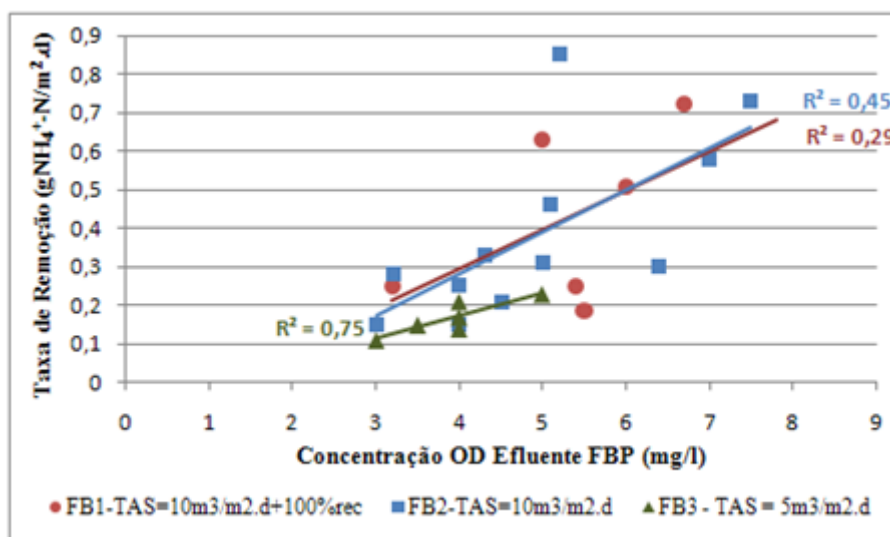


Figura 7: Correlação entre a disponibilidade de OD e a taxa de remoção de NH_4^+-N

Sabe-se que a aeração do esgoto em FBPs depende da intensidade de ventilação da unidade, que por sua vez é controlada pela diferença de temperatura do ar entre as partes externa e interna do FBP. Segundo WEF (2000) e JORDÃO & PESSÔA (2005) quando esta diferença de temperatura é superior a 2°C ocorre um fluxo de ar descendente e quando a diferença é inferior a 2°C ocorre um fluxo de ar ascendente. Sabe-se também que a intensidade da ventilação é depreciada à medida que a diferença de temperatura se aproxima de 2°C .

No presente estudo constatou-se que a concentração de OD do esgoto efluente apresentou certa correlação com a diferença de temperatura entre o ar atmosférico e o esgoto conforme ilustra a Figura 8. Ressalta-se ainda que as equações das correlações, ilustradas no gráfico da Figura 8, indicaram que as menores concentrações de OD ocorreriam para uma diferença de temperatura de $1,1^\circ\text{C}$, valor este muito próximo ao de 2°C como comentam WEF (2000) e JORDÃO & PESSÔA (2005). Entende-se, portanto, que a concentração de OD no esgoto tenha sido amplamente influenciada pela intensidade de ventilação ocorrida no FBP. Desta forma, pode-se dizer que a diferença de temperatura entre o ar atmosférico e o esgoto tenha garantido uma ventilação de menor intensidade na fase FB-3 provocando uma menor concentração de OD no esgoto.

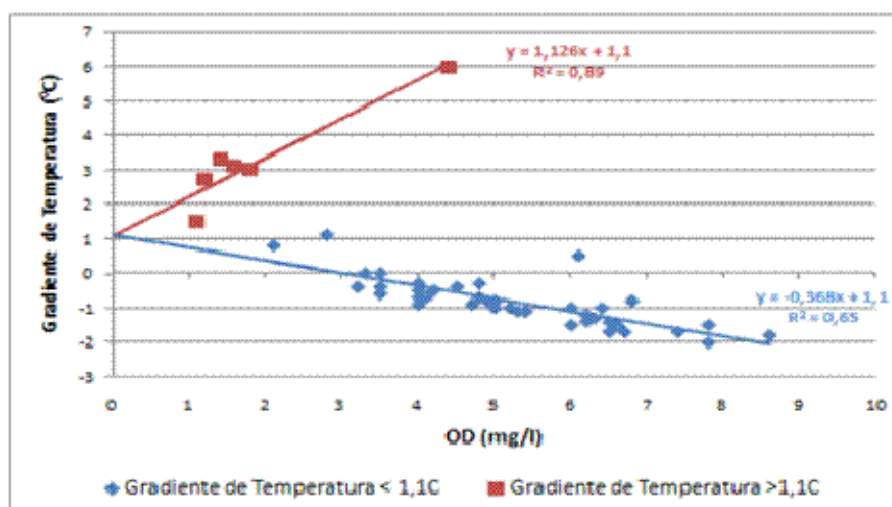


Figura 8 – Correlação entre a concentração de OD (mg/l) e o gradiente de temperatura definido pela diferença entre a temperatura do ar atmosférico e do esgoto.



✓ Influência da DBO

A Tabela 5 apresenta a estatística descritiva das concentrações de DBO (mg/l) afluente e efluente do FBP. A Tabela indica que as concentrações de DBO afluente nas fases FB-1, FB-2 e FB-3 foram respectivamente de 40, 40 e 48mg/l, valores estes que podem ser considerados próximos. Ressalta-se ainda que diferenças significativas ($\alpha=5\%$) entre estas não foram identificadas quando aplicados testes estatísticos do tipo Kruskal-Wallis.

As cargas orgânicas aplicadas por área superficial de meio suporte nas fases FB-1, FB-2 e FB-3 foram de respectivamente 3,4, 1,7 e 1,0 gDBO/m².d. Esperava-se que a redução das cargas orgânicas pudessem propiciar a redução das concentrações efluentes de DBO. Entretanto, a Tabela 5 indica que as concentrações de DBO efluente nas fases FB-1, FB-2 e FB-3 foram respectivamente de 15, 18 e 17mg/l, valores estes que podem ser considerados muito próximos. Ressalta-se ainda que diferenças significativas ($\alpha=5\%$) entre estas não foram identificadas quando aplicados testes estatísticos do tipo Kruskal-Wallis.

Tabela 5 – Estatística descritiva das concentrações de DBO (mg/l) afluente e efluente do FBP

| Parâmetro | Nº Dados | | | Média | | | D. Padrão | | | Coef. Var. | | |
|--------------|----------|------|------|-------|------|------|-----------|-------|-------|------------|------|------|
| | FB-1 | FB-2 | FB-3 | FB-1 | FB-2 | FB-3 | FB-1 | FB-2 | FB-3 | FB-1 | FB-2 | FB-3 |
| Afluente FBP | 5 | 10 | 5 | 40 | 40 | 48 | 16,68 | 11,32 | 14,98 | 0,41 | 0,27 | 0,32 |
| Efluente FBP | 5 | 10 | 5 | 15 | 18 | 17 | 2,82 | 4,28 | 6,30 | 0,19 | 0,24 | 0,36 |

Com base nos resultados obtidos das concentrações afluente e efluente de DBO, pode-se imaginar que o perfil vertical da concentração de DBO possa ter sido similar no decorrer das três fases operacionais. Conseqüentemente, entende-se que a taxa de crescimento dos microorganismos heterotróficos ao longo da profundidade do reator também tenha sido similar nas três fases operacionais. Assim, não é possível afirmar que a menor taxa de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$) tenha decorrido em função da DBO.

Tentou-se ainda correlacionar as taxas de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$), com as concentrações efluentes de DBO conforme ilustra a Figura 9. Entretanto, percebe-se no gráfico uma grande dispersão, o que leva a crer que a matéria orgânica tenha exercido menor influência sobre a variabilidade das taxas de remoção de N-amoniacoal ($\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$) quando comparada a outros fatores ambientais, tais como o OD. Vale lembrar que vários autores (como cita Metcalf & Eddy, 2003), ressaltam que a DBO efluente deve ser inferior a 30 mg/l para iniciar a nitrificação, e menor que 15 mg/l para nitrificação completa. Assim, para os valores de DBO baixos e próximos das três fases estudadas, e coerentes com aquela indicação, há efetivamente uma redução na concentração de NH_4^+-N , mas sem que alguma relação possa ser detectada a partir dos valores apresentados na pesquisa.

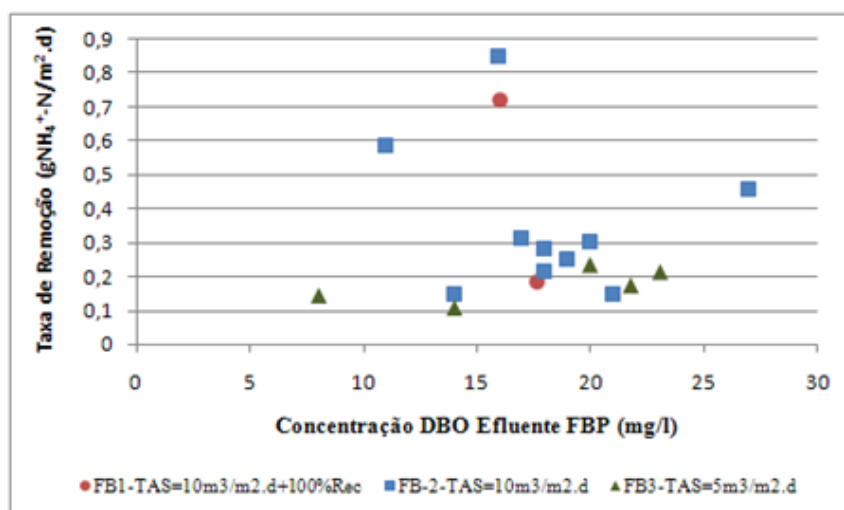


Figura 9 – Correlação entre a concentração de DBO efluente do FBP (mg/l) e a taxa de remoção de NH_4^+-N



✓ *Influência da alcalinidade e do Ph*

Descartou-se a possibilidade das taxas de remoção de N-amoniaco ($\text{gNH}_4^+ \cdot \text{N}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) terem variado em função de algum déficit de alcalinidade. WEF (2005) recomenda que a alcalinidade seja mantida, no mínimo, numa faixa entre 50 e $100 \text{mgCaCO}_3/\text{l}$, a fim de evitar a depreciação do Ph. Como demonstram os gráficos da Figura 10, foi mantida a alcalinidade acima de $100 \text{mgCaCO}_3/\text{l}$ ao longo de todo o experimento. Consequentemente, também não se observa na Figura 10 a redução dos valores de Ph quando comparados o afluente e o efluente.

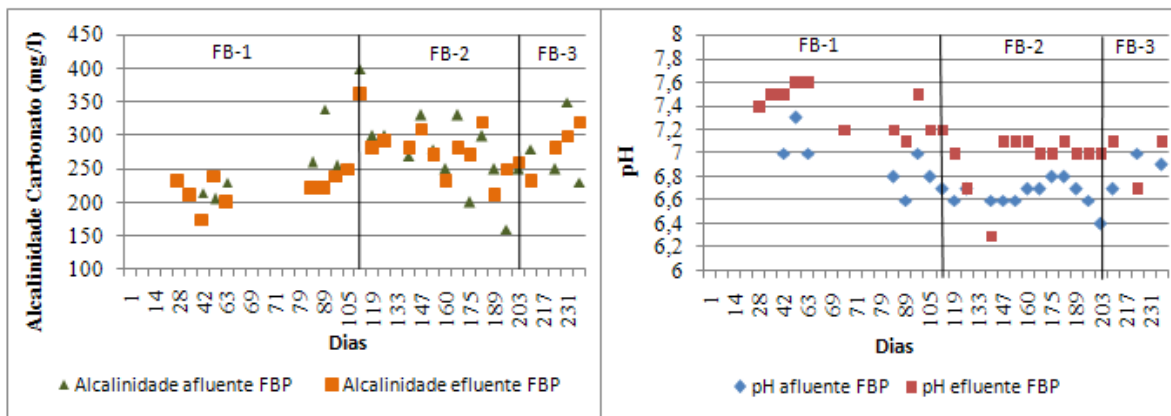


Figura 10 – Série histórica das concentrações de alcalinidade (mgCaCO_3/l) e Ph

Embora a Figura 10 demonstre que não ocorreu depreciação do pH em função de déficit de alcalinidade, observa-se que o pH efluente apresentou certa variação em função da variabilidade do pH afluente. Tentou-se então correlacionar as taxas de remoção de N-amoniaco ($\text{gNH}_4^+ \cdot \text{N}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) com os valores de pH do efluente conforme ilustra a Figura 11. Entretanto, percebe-se no gráfico uma grande dispersão, o que leva a crer que o pH praticamente não tenha exercido influência sobre a variabilidade das taxas de remoção de N-amoniaco ($\text{gNH}_4^+ \cdot \text{N}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$).

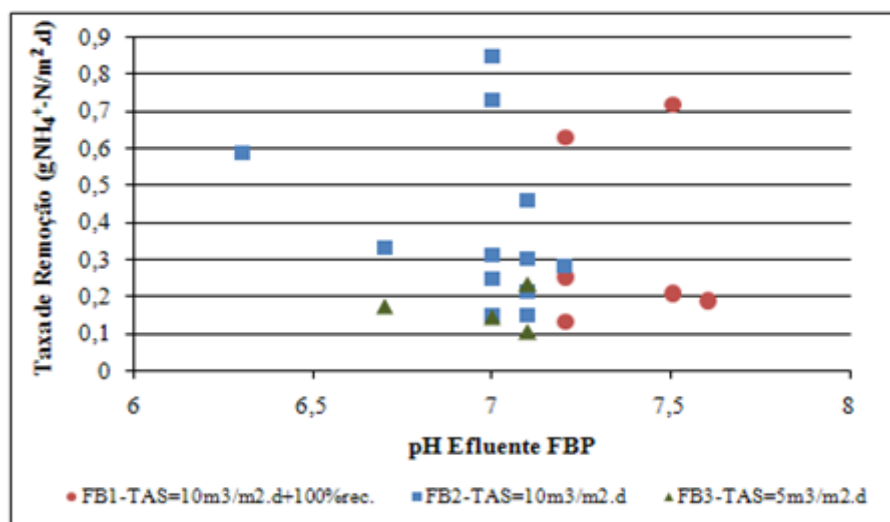


Figura 11 – Correlação entre o Ph efluente do FBP (mg/l) e a taxa de remoção de $\text{NH}_4^+ \cdot \text{N}$.

✓ *Toxicidade*

As concentrações de ácido nitroso e amônia livre podem ser estimadas a partir das Equações 1 e 2 (ANTHONISEN, 1976 e WIESMANN, 1994) apresentadas a seguir.

- Concentração de ácido nitroso (Equação 1)

$$S_{\text{HNO}_2} = S_{\text{NO}_2} / \{ [e^{-2300/(273 + t)}] \times 10^{\text{pH}} \}$$
 Onde:

S_{HNO_2} = Concentração de ácido nitroso ($\text{HNO}_2 \cdot \text{N}$)



S_{NO_2} = Concentração de nitrito (NO_2 -N)

t = Temperatura em graus Celcius ($^{\circ}C$)

- Concentração de amônia livre (Equação 2)

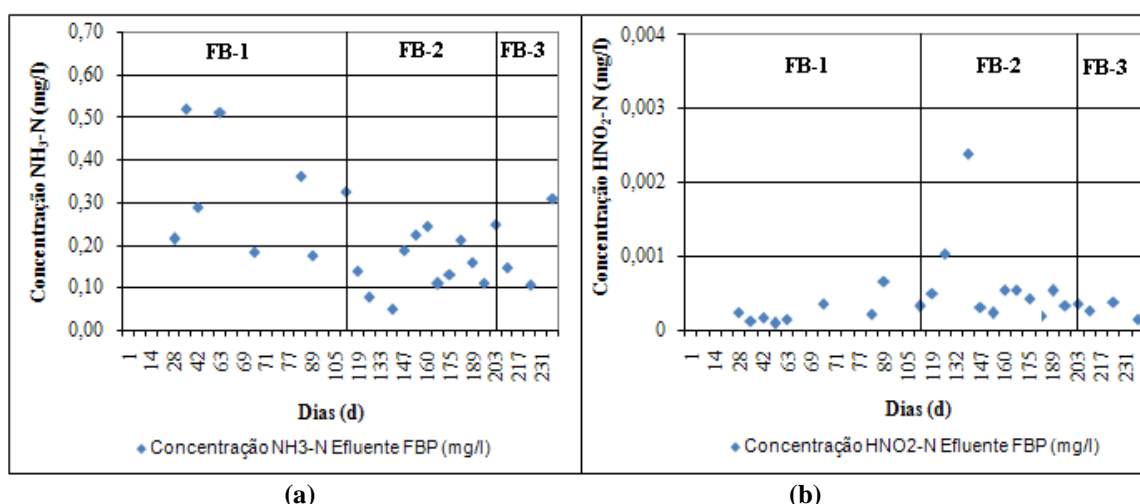
$$S_{NH_3} = [(S_{NH_3} + S_N) \times 10^{pH}] / \{[e^{6344/(273+t)}] + 10^{pH}\} \quad \text{Onde:}$$

S_{NH_3} = Concentração de amônia livre (NH_3 -N)

S_N = Concentração de amônio (NH_4^+ -N)

t = Temperatura em graus Celcius ($^{\circ}C$)

Os detalhes (a) e (b) da Figura 12 ilustram respectivamente as concentrações de amônia livre (NH_3 -N) e ácido nitroso (HNO_2 -N) contidas no efluente do FBP, estimadas a partir das Equações 1 e 2. Observa-se que em 100% do tempo as concentrações de amônia livre e ácido nitroso mantiveram-se respectivamente inferiores a 0,52 e 0,003 mg/l. Baseando-se na literatura (FERREIRA, 2000), entende-se que estes valores são bem inferiores às concentrações que exercem inibição a *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*. Desta forma, pode-se dizer que a amônia livre e o ácido nitroso não chegaram a apresentar concentrações que exercessem qualquer influência sobre as taxas de remoção de N-amoniacal (gNH_4^+ -N/ m^2 .d).



(a) (b)
Figura 12: Série histórica das concentrações de amônia livre (NH_3 -N) e ácido nitroso (HNO_2 -N) do efluente FBP (mg/l).

Com relação ao sulfeto, apenas três análises de sulfeto foram realizadas. Todas as três dizem respeito ao afluente do FBP durante a fase FB-3 e indicaram concentrações de 3, 1,9 e 2,1 mg/l. Segundo AESOY *et al.* (1998), concentrações de sulfeto superiores a 0,5 mg/l podem causar efeitos consideravelmente negativos para a atividade nitrificante. Assim, é possível que o sulfeto tenha contribuído para a depreciação da taxa de remoção de N-amoniacal (gNH_4^+ -N/ m^2 .d). Infelizmente a quantidade de análises foi limitada e todas foram realizadas numa única fase da pesquisa. Desta forma, não foi possível atribuir ao sulfeto a menor taxa de remoção de N-amoniacal (gNH_4^+ -N/ m^2 .d) da fase FB-3 ou ainda a variabilidade das taxas de remoção de N-amoniacal (gNH_4^+ -N/ m^2 .d) das fases FB-1 e FB-2. De qualquer forma, deve-se destacar que todos os valores obtidos para as concentrações de sulfeto foram superiores a 0,5mg/l, portanto é possível que esta substância tenha depreciado as taxas de remoção de N-amoniacal (gNH_4^+ -N/ m^2 .d) ao longo da pesquisa.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, e independentemente do fato de que FBPs apresentam normalmente baixa capacidade de nitrificação, é possível inferir-se que as taxas de remoção de N-amoniacal foram fortemente influenciadas pela concentração de OD. Portanto, entende-se que os projetos de FBPs onde a nitrificação seja desejada, devam prever boa ventilação. Uma das formas de garantir a adequada ventilação dos FBPs poderia ser através da implantação de aeração forçada no sistema, evidentemente com reflexos no custo final.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

1. AESOY, A., ODEGAARD, H., BENTZEN, G., 1998, "The effect of sulfide and organic matter on the nitrification in a biofilm process", *Water Science and Technology*, v. 37, n. 1, pp.115-122.
2. ANTONIENSEN, A. C., 1976, "Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid", *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.48, n.5, pp. 835-852.
3. AWWA/APHA/WEF, 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th edition. Washington.
4. BIESTERFELD, S. *et al.*, 2003, "Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity", *Water Environmental Research*, v.75, n.24, pp. 196-204.
5. BOLLER, M., TSCHUI, M., GUJER, W., 1997, "Effects of transient nutrient concentrations in tertiary biofilm reactors", *Water Science and Technology*, v.36, n.1, pp. 101-109.
6. BOLLER, M., GUJER, W., TSCHUI, M., 1994, "Parameters affecting nitrifying biofilm reactors", *Water Science and Technology*, v.29, n.10-11, pp. 1-11.
7. BOLLER, M., GUJER, W., 1986, "Nitrification in tertiary trickling filters followed by deep-bed filters", *Water Res.*, v.20, n.11, pp. 1363-1373.
8. DUDDLES, G. A., RICHARDSON, S. E., BARTH, E. F., 1974, "Plastic medium trickling filters for biological nitrogen control", *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.46, n.5, pp. 937-946.
9. FERREIRA, E. S., 2000, "Cinética Química e Fundamentos dos Processos de Nitrificação e Denitrificação Biológica". XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, I-121.
10. GÖNENC, E., HARREMÖES, P., 1985, "Nitrification in rotating disc systems – I Criteria for transition from oxygen to ammonia rate limitation", *Water Res.*, v.19, n.9, pp. 1119-1127.
11. GULLICKS, H. A., CLEASBY, J. L., 1986, "Design of trickling filter nitrification towers", *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.58, n.1, pp. 60-67.
12. METCALF & EDDY, 2003. *Wastewater Engineering: Treatment, and Reuse*. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 4ª ed., 1819p.
13. OKEY, R.W., ALBERTSON, O. E., 1989a, "Evidence for oxygen-limiting conditions during tertiary fixed film nitrification", *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.61, n.4, pp. 510-519.
14. OKEY, R. W., ALBERTSON, O. E., 1989b, "Diffusion's role in regulation rate and masking temperature effects in fixed-film nitrification", *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.61, n.4, pp. 500-509.
15. PARKER, D. *et al.*, 1989, "Enhancing reaction rates in nitrifying trickling filters through biofilm control", *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.61, n.5, pp. 618-631.
16. WEF, 2005, *Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants*. Manual of Practice 30, Mc Graw Hill.
17. WIESMANN, U., "Biological nitrogen removal from wastewater". In: FLETCHER, A. (Ed.). *Advances in Biochemical Engineering*, v.51, Springer – Verlag, Berlin, pp. 113-154, 1994.
18. WILLIAMSON, K., McCARTY, P. L., 1976, "Verification studies of the biofilm model for bacterial substrate utilization", *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.48, n.2, pp. 281-296.