

## REATORES BIOLÓGICOS EM BATELADAS SEQUENCIAIS COM E SEM MATERIAL SUPORTE PARA REMOÇÃO SIMULTÂNEA DE NITROGÊNIO E FÓSFORO DE ESGOTO SANITÁRIO

Raphael Luiz Andrade Silva<sup>1</sup>

Júlio César dos Santos Nascimento<sup>1</sup>

Lucilo Bioni da Fonsêca Filho<sup>2</sup>

Elizabeth Amaral Pastich<sup>3</sup>

### RESUMO

Em corpos d'água sujeitos a problemas de eutrofização, a remoção biológica de nutrientes (RBN) assume grande importância. A combinação de vantagens da tecnologia do reator sequencial em batelada com sistema de biomassa fixa em um reator de biofilme de leito móvel (MBBR) é uma opção interessante na remoção de nitrogênio e fósforo em esgoto sanitário. O presente trabalho teve como objetivo comparar a eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo de dois reatores (R1 e R2) operados em bateladas sequenciais, sendo que em um deles utilizou-se material suporte. Foi observada uma diminuição na concentração de matéria orgânica no efluente de ambos os reatores. As concentrações de NTK e fósforo total efluentes, em alguns momentos, foram maiores do que as afluentes. As maiores eficiências de nitrogênio amoniacal foram 47% e 52%, para os reatores R1 e R2, respectivamente. Com relação ao Ortofosfato, as eficiências máximas foram 47% e 58%, para os reatores R1 e R2, respectivamente. Em relação à quantidade de biomassa aderida ao meio suporte, a mesma foi baixa. Houve maior formação de biofilme na parte interior do material suporte, devido à força de cisalhamento provocada pelas hélices do agitador presente no reator. Os reatores se apresentaram ainda em fase de adaptação, pois somente foi observada uma remoção após algumas semanas de operação. A remoção no reator R2 mostrou-se mais significativa em relação aos parâmetros analisados, porém ambos os reatores permaneceram numa faixa aproximada, levando em conta as eficiências.

**Palavras-chave:** Biomassa; Eutrofização; Meio Suporte; Ortofosfato

### ABSTRACT

**Biological reactors in sequential batches with and without material support for simultaneous removal of nitrogen and sanitary sewage phosphorus.** In water bodies subject to eutrophication problems, biological nutrient removal (RBN) is of great importance. The combination of sequential batch reactor technology with fixed biomass system in a mobile bed biofilm reactor (MBBR) is an interesting option in the removal of nitrogen and phosphorus in sanitary sewage. The objective of the present work was to compare the nitrogen and phosphorus removal efficiency of two reactors (R1 and R2) operated in sequential batches, in which one of them was used support material. A decrease in the organic matter concentration was observed in the effluent from both reactors. The concentrations of NTK and total phosphorus effluent were, in some instances, higher than the tributaries. The highest ammoniacal nitrogen efficiencies were 47% and 52% for the reactors R1 and R2, respectively. Regarding Orthophosphate, the maximum efficiencies were

<sup>1</sup> Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFPE, Recife, PE, Brasil. E-mail para correspondência: raphaelluizandradesilva@gmail.com

<sup>2</sup> Curso de Medicina Veterinária, Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFPE, Recife, PE, Brasil.

<sup>3</sup> Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFPE, Recife, PE, Brasil.

47% and 58% for the reactors R1 and R2, respectively. In relation to the amount of biomass adhered to the support medium, it was low. There was greater biofilm formation in the inner part of the carrier material, due to the shear force caused by the propellers of the agitator present in the reactor. The reactors were still in the adaptation phase, since only one removal was observed after a few weeks of operation. The removal in the reactor R2 was more significant in relation to the analyzed parameters, but both reactors remained in an approximate range, taking into account the efficiencies.

**Keywords:** Biomass; Eutrophication; Orthophosphate; Support Medium

## INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos naturais mais utilizados no mundo. Ela é fundamental para a existência e manutenção da vida, pois dela depende a sobrevivência de todos os seres vivos. Portanto, deve estar presente no ambiente em quantidade e qualidade apropriadas (Braga *et al.*, 2005).

O uso da água, sem o paralelo tratamento das águas servidas (esgotos) antes do despejo no ambiente, agrava ainda mais a disponibilidade de água uma vez que a qualidade da mesma fica comprometida. Desta forma, quanto mais água for utilizada, maior será a quantidade de águas residuais devolvidas aos mananciais de superfície, e conseqüentemente, maior e mais rápida sua deterioração se não houver o tratamento adequado (Archela *et al.*, 2003).

Entre os diversos impactos aos ecossistemas aquáticos causados pelo lançamento de efluentes in natura está a eutrofização. Este fenômeno é causado pelo excesso de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, que causa o supercrescimento de algas e outros micro-organismos. Esta proliferação aumenta a turbidez, o que reduz a penetração de raios solares na coluna d'água, reduzindo-se, como consequência, a fotossíntese que é um dos processos responsáveis pela oxigenação do meio (Barros, 2008). A redução de oxigênio pode limitar a vida da fauna aquática.

Segundo Franco (2014), existem diferentes alternativas para a recuperação ou tratamento de águas residuais de origens doméstica, industrial ou agrícola, muitas delas complexas e onerosas, outras simples e de baixo custo. Para Von Sperling (1996), uma das alternativas simples e de baixo custo, é o tratamento biológico de esgotos, que se baseiam em processos biológicos naturais. De forma geral, consiste em acelerar o processo natural de autodepuração realizados por micro-organismos existentes no ambiente, capazes de transformar a matéria orgânica em produtos mineralizados. A aceleração refere-se ao controle das condições ambientais para que se possam aplicar cargas orgânicas maiores no menor tempo possível com aplicação de diferentes tecnologias.

Para que esses processos biológicos ocorram com eficiência, têm-se aprimorado as ETE's (estação de tratamento de esgoto) para realizem conjuntamente à remoção de carbono e nutrientes numa mesma unidade operacional. Uma das soluções adotadas é a utilização de um único tanque, chamado reator de bateladas sequenciais (RBS), que atua como um reator biológico e um decantador, funciona em ciclos compreendendo as seguintes fases: fases de enchimento, reações biológicas, decantação e repouso. A remoção combinada de carbono e de nutrientes é realizada de acordo com as condições estabelecidas para as fases (aeróbias/anóxicas) dos ciclos (Artan *et al.*, 2001).

O tratamento de águas residuais em RBS tem despertado grande interesse, devido às pequenas áreas

ocupadas pelas unidades de tratamento, redução de custos em relação aos processos contínuos e possibilidade de remoção conjunta de matéria carbonácea e dos nutrientes fósforo e nitrogênio (Sheker *et al.*, 1993; Lee *et al.*, 1997; Morgenroth e Wilderer, 1998; Van Loosdrecht e Jetten, 1998; Moreira *et al.*, 2002).

Outra solução apresentada recentemente para aprimorar o desempenho dos reatores de tratamento de esgoto é a combinação de biomassa suspensa e fixa num único sistema (Wolff *et al.*, 2005). Esse tipo de processo surgiu como uma alternativa ao sistema convencional de lodos ativados, aumentando o desempenho das ETEs, pois em um mesmo reator é possível obter remoção de nitrogênio (via nitrificação e desnitrificação) e remoção de fósforo (Ochoa *et al.*, 2002). Nesses reatores, conhecidos como *Moving Bed Biofilm Reactor* (MBBR), em português Reator de Leito Móvel, tem-se principalmente a biomassa autótrofa localizada sobre o material suporte e a biomassa heterótrofa nos lodos em suspensão (Wolff *et al.*, 2010).

O emprego de biofilmes imobilizados em substratos ou suspensos permite acumular a biomassa no reator e com isso aumentar consideravelmente a eficiência do processo (Ganczarczyk, 1994; Nicoella *et al.*, 2000). Os biofilmes são cultivados na superfície de suportes submersos, cuja pequena dimensão e densidade semelhante à água permitem que sejam misturados pela aeração do reator (Odegaard, 1999).

O presente trabalho propôs avaliar o desenvolvimento do biofilme em formação, aderido ao material suporte, bem como discutir sua influência no desempenho de um sistema de remoção biológica simultânea de fósforo e nitrogênio de esgoto sanitário.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Instalação Experimental

O trabalho experimental foi desenvolvido na estação de tratamento de esgoto sanitário Mangueira (ETE Mangueira), situada a 08°04'42"S e 32°55'29"O. A estação foi projetada para atender a população de aproximadamente 18.000 habitantes dos bairros da Mangueira, Mustardinha e San Martin. A ETE é administrada pela Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) e possui uma área experimental do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da Universidade Federal de Pernambuco, resultado de uma parceria entre a UFPE e a empresa.

Os esgotos gerados são de origem doméstica e coletados através do sistema condominial, onde são levados por gravidade até a estação elevatória situada no próprio terreno da ETE. A captação do esgoto para o experimento foi realizada após o tratamento preliminar (grade de barras e caixa de areia) e em seguida armazenado em uma caixa d'água de 1000 L. Desta é bombeamento para outro reservatório de 1000 L, o qual alimentava os reatores em estudo por gravidade.

### Reatores em Bateladas Sequenciais

O experimento foi composto de dois reatores (R1 e R2) em bateladas sequenciais. Ambos tinham forma cilíndrica, construídos em PVC com 40 cm de diâmetro, altura total de 170 cm, e volume útil de 140 L, dotados de um agitador tipo hélice. Cada um dos reatores possuía um Tempo de Detenção Hidráulica

(TDH) de 8 horas com ciclos compostos por seis fases distintas: enchimento, reação anaeróbia, reação aeróbia, reação anóxica, decantação e esvaziamento.

Todos os reatores foram operados automaticamente com o controle do tempo de cada fase de ciclo por meio de um Controlador Lógico Programável (CLP) de marca Siemens, localizado no interior de um painel de comandos elétricos e gerenciado por um computador. Na base de cada reator, foi instalada uma mangueira de borracha flexível difusora de ar alimentada por um compressor.

Para cada ciclo foram adotados os tempos: 10 minutos de enchimento, 120 minutos para cada fase de reação anaeróbia, 210 minutos para cada fase de reação aeróbia e 60 minutos para a fase anóxica, esta última com acréscimo de fonte de carbono (esgoto bruto afluente). Os tempos de decantação e de esvaziamento eram, respectivamente, de 60 e de 20 minutos. Cada ciclo, então, totalizava 8 horas, ocorrendo 3 ciclos por dia. Eram tratados 420 L de efluente por ciclo e 1.260 L por dia.

O lodo inoculado foi proveniente dos reatores da ETE de uma fábrica de produção de alumínio primário e transformado, destinados aos setores de transporte, máquinas e equipamentos, elétrico, bens de consumo e construção civil.

### Meio Suporte

Em um dos reatores, denominado R1 não foi utilizado nenhum material suporte, no entanto, no R2 foi utilizado o material suporte com o intuito aumentar o Tempo de Retenção Celular (TRC) permitindo a ocorrência do processo de nitrificação/desnitrificação simultânea.

O meio suporte usado nessa pesquisa foi fabricado pela empresa AMBIO Engenharia. Esta peça é formada por um anel de polietileno, cilíndrico, ranhurado externamente e com divisões em sua parte interna. O meio suporte apresenta diâmetro de 25 mm e altura de 25 mm, densidade em torno de 1 g/cm<sup>3</sup> e índice de vazios de 82%.

### Monitoramento do Sistema

Para realização do monitoramento, foram realizadas coletas semanais no período Julho-Agosto/2013, no afluente da caixa de distribuição e efluente dos reatores. Os parâmetros avaliados foram: Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal, Fósforo Total, Ortofosfato, DQO e Alcalinidade. Todos os procedimentos analíticos foram realizados no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os dados do desempenho dos reatores R1 e R2 operados em bateladas sequenciais, sendo ausente o material suporte no reator R1 e presente no R2, tratando esgoto sanitário. Os sistemas foram operados com valores médios de oxigênio dissolvido de 1,5 a 2,0 mg L<sup>-1</sup> e temperatura média de 29 °C, segundo Brasil (2010) estes valores são considerados dentro da faixa ideal para o processo de nitrificação e desnitrificação.

## pH e Alcalinidade

Os valores médios de pH dos efluentes dos reatores R1 e R2 variaram de 7,1-7,5. Esses valores encontram-se dentro da faixa desejada para nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo segundo Silva Filho *et al.* (2009). Os autores observaram que a atividade metabólica das bactérias nitrificantes aumentou quando estas foram submetidas a um pH entre 7,0 e 8,0, conservando em parte essa maior atividade mesmo quando restabelecido o pH neutro.

A alcalinidade parcial presente no esgoto bruto variou de 112 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub> a 212 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>. Desta forma, constatou-se que o esgoto bruto manteve-se numa faixa ideal para ocorrência da nitrificação, pois segundo Metcalf (1991), as condições ideais para ocorrer o processo de nitrificação, em termos teóricos, é pelo consumo de 7,14 mg L<sup>-1</sup> de alcalinidade, expressa em CaCO<sub>3</sub> por mg L<sup>-1</sup> de amônia com N-NH<sub>3</sub> oxidado. Segundo Henze *et al.* (2002) a nitrificação consome alcalinidade e a desnitrificação produz alcalinidade na proporção de 1 equivalente grama por mol de nitrogênio. As concentrações mínimas no esgoto tratado foram de 96 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub> e 86,4 mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, para os reatores R1 e R2, respectivamente.

## DQO Bruta e Filtrada

O comportamento da concentração média da DQO total e filtrada ao longo do período experimental é apresentado na figura 1.

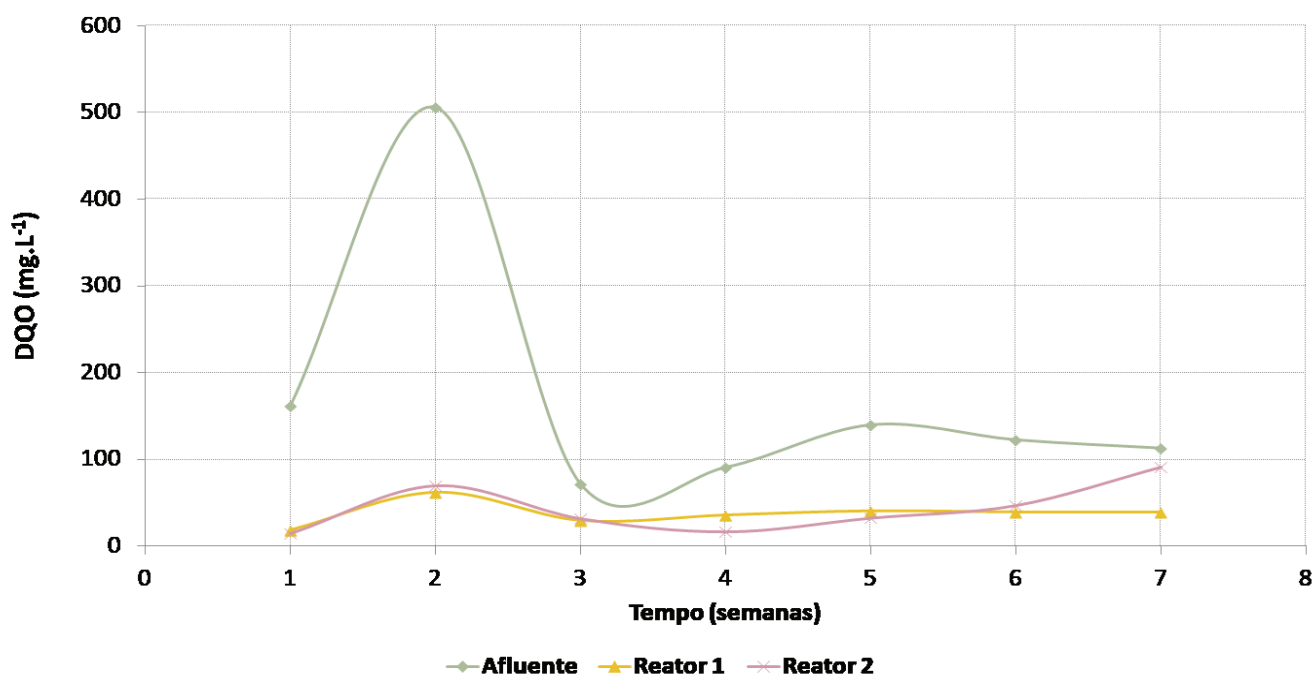


Figura 1. Concentração de DQO Bruta no afluente e DQO filtrada no efluente dos reatores R1 e R2.

A remoção média de DQO foi de 72% e 67 % para os reatores R1 e R2, respectivamente. Esta remoção foi aquém do observado por Cybis *et al.* (2004), remoção de DQO de 90%, trabalhando com um

reator sequencial em batelada nas mesmas condições de diluição, tratando esgoto sanitário. Possivelmente, o reator apresentou esta baixa remoção, pois ainda se encontra em fase de adaptação.

O período de chuvas (Junho-Agosto) característico na região dificultou a adaptação do sistema por ocasionar uma diluição excessiva do efluente a ser tratado, o que por sua vez, caracterizou uma diminuição da fonte de carbono, essencial para o bom desenvolvimento da biomassa. Os valores de DQO, no esgoto sanitário, usualmente estão na faixa de 400-800 mg/L (Von Sperling, 2005). No entanto, para o presente estudo, variou de 71 mg L a 160 mg L, com exceção da 2ª semana de coleta em que ocorreu um pico de 500 mg L. Com estes baixos valores, o período de crescimento e adaptação da biomassa foi maior que o esperado devido a diluição da fonte de carbono.

Neto e Costa (2011), trabalhando com um reator híbrido (biomassa suspensa e fixa) em bateladas sequenciais obtiveram elevada remoção de matéria carbonácea com valor médio de 80% de DQO.

### NTK e Nitrogênio Amoniacal

Nas figuras 2 e 3 estão apresentadas as concentrações do NTK e nitrogênio amoniacal, respectivamente dos reatores R1 e R2. Observa-se nas Figuras 2 e 3 que houve oscilação nas concentrações efluentes de NTK e do nitrogênio amoniacal. Isto é justificado pelo fato das populações microbianas estarem em um período de seleção e de readaptação do metabolismo microbiano às novas condições impostas, uma vez que o lodo inoculado nos sistemas foi proveniente de um reator de lodos ativados.

Devido a diversos problemas na construção e automação dos reatores, os reatores encontram-se no processo de adaptação da biomassa (partida do reator). Nesta fase, podem ocorrer problemas de sedimentabilidade do lodo, o que faz com que o mesmo escapasse no efluente. A perda de lodo no efluente não é desejável, visto que a mesma contribui com o aumento na concentração de nutrientes e matéria orgânica no mesmo. Ocorrendo isto, os reatores apresentaram concentrações de NTK maiores do que as do afluente. Isto ocorreu, devido à composição da biomassa ser constituída desses compostos.

A eficiência de nitrogênio amoniacal não ultrapassou 60% em todo o período analisado. As maiores eficiências de nitrogênio amoniacal foram 47% e 52%, para os reatores R1 e R2, respectivamente. Oliveira (2008), trabalhando com um reator biológico com leito móvel tratando esgoto sanitário, obteve remoção média de 42% e 44%, respectivamente para as variáveis de NTK e  $N-NH_4$ . É importante lembrar que a maior fração de nitrogênio está concentrada na forma amoniacal.

Os valores de nitrogênio amoniacal usualmente no esgoto sanitário bruto são de 40 a 45 mg L e neste estudo apresentou-se entre 5 e 20 mg/L, demonstrando também neste caso a questão da diluição.

A remoção de nitrogênio amoniacal foi mais evidente no reator R2, pois neste tanto a biomassa suspensa, também existente no reator R1, quanto à biomassa aderida ao meio suporte, podem realizar desnitrificação. Enquanto a eficiência de 52% de remoção de  $N-NH_4$  foi obtida, Odegaard *et al.* (1993), em dois reatores MBBR sequenciais, obtiveram remoção de 30% de  $N-NH_4$ . Sunner *et al.* (1999) obtiveram eficiências de remoção média de  $N-NH_4$ , variando entre 48% e 78%.



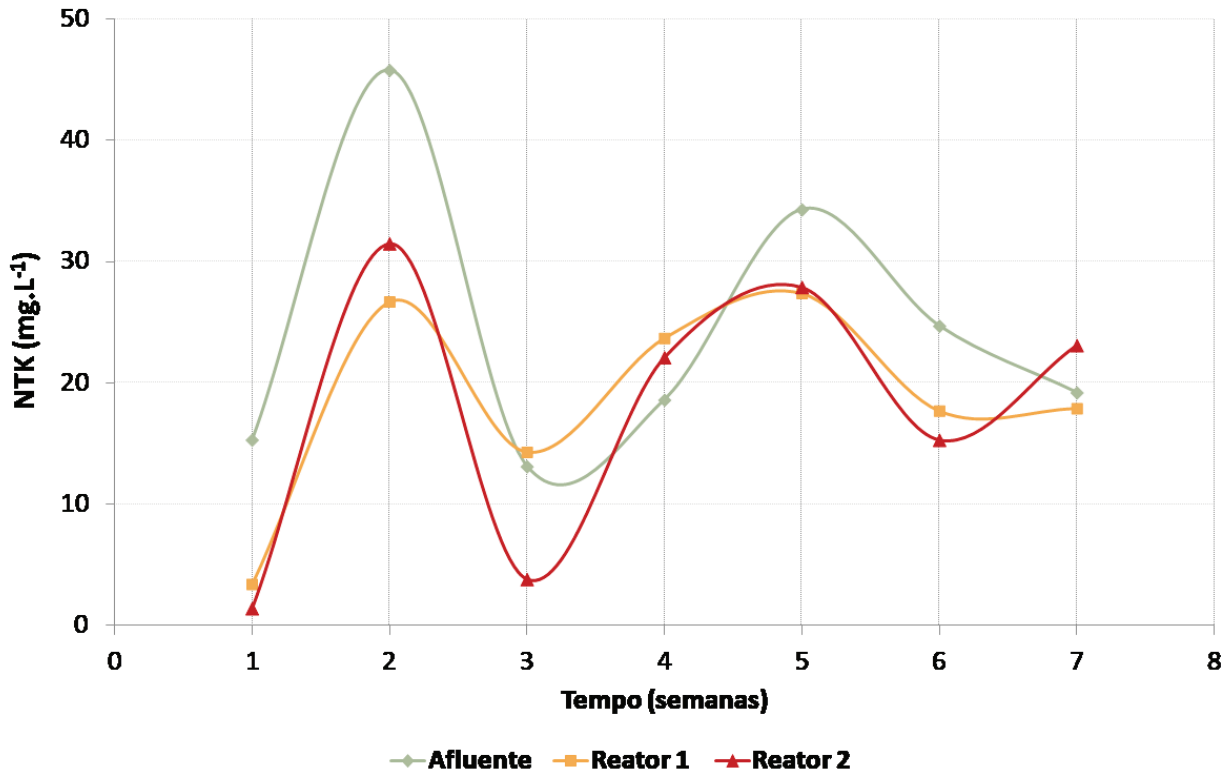


Figura 2. Concentração de NTK no afluente e efluente dos reatores R1 e R2.

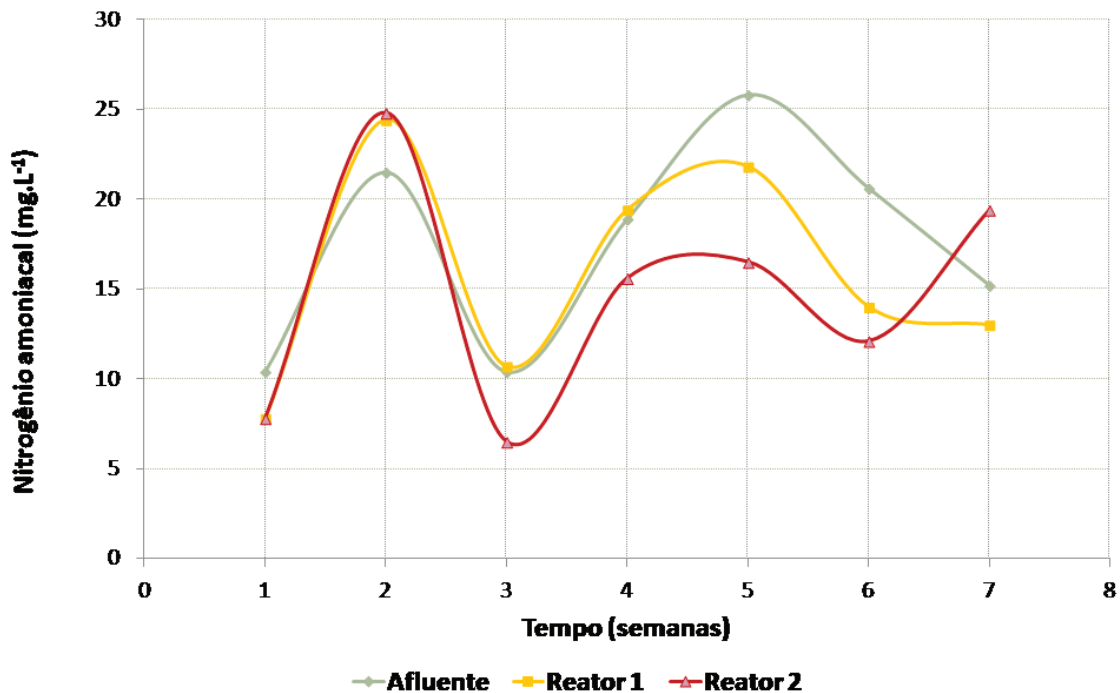


Figura 3. Concentração de nitrogênio amoniacal no afluente e efluente dos reatores R1 e R2.

Quanto ao atendimento aos padrões de lançamento de efluentes, de acordo com a legislação ambiental, especificamente a Resolução CONAMA 430/11, em relação à concentração efluente de  $N-NH_4$  observa-se que o valor limite estabelecido para efluentes (20 mg/L) foi, em sua maior parte, alcançado. O efluente do R1 ultrapassou este limite nas semanas 2 e 5, já o efluente do R2 apenas ultrapassou o limite na

semana 2.

Cybis *et al.* (2004) verificaram a ocorrência de diluição do afluente, refletindo baixas concentrações de NTK e nitrogênio amoniacal no esgoto bruto, ainda assim, observaram remoção média de 88% de NTK. No entanto, Neto e Costa (2011) observaram a remoção de nitrogênio total variando de 59% a 71%. No presente estudo, os valores médios de remoção de NTK não ultrapassaram 30%, que pode ser explicado pelo escape do lodo dos reatores que contribuíram com o NTK efluente.

### Fósforo e Ortofosfato

As figuras 4 e 5 apresentam as concentrações médias de fósforo total e ortofosfato do esgoto bruto e dos efluentes dos reatores R1 e R2.

Observa-se, respectivamente, nas figuras 4 e 5, que ocorreram flutuações nas concentrações de fósforo total e ortofosfato de ambos os reatores. Os valores das concentrações médias de fósforo total e ortofosfato variaram no esgoto bruto de 1,3 mg L<sup>-1</sup> a 3,6 mg L<sup>-1</sup> e 1,3 mg L<sup>-1</sup> a 3,0 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente.

Com o escape da biomassa no efluente dos reatores, em determinados momentos foram observadas concentrações de fósforo total efluente maiores do que as afluentes. No presente estudo os valores médios de remoção de fósforo total não ultrapassaram 20%.

No entanto, com relação ao ortofosfato, as eficiências máximas foram 47% e 58%, para os reatores R1 e R2, respectivamente, podendo indicar que os organismos acumuladores de fósforo não conseguiram crescer suficientemente no sistema.

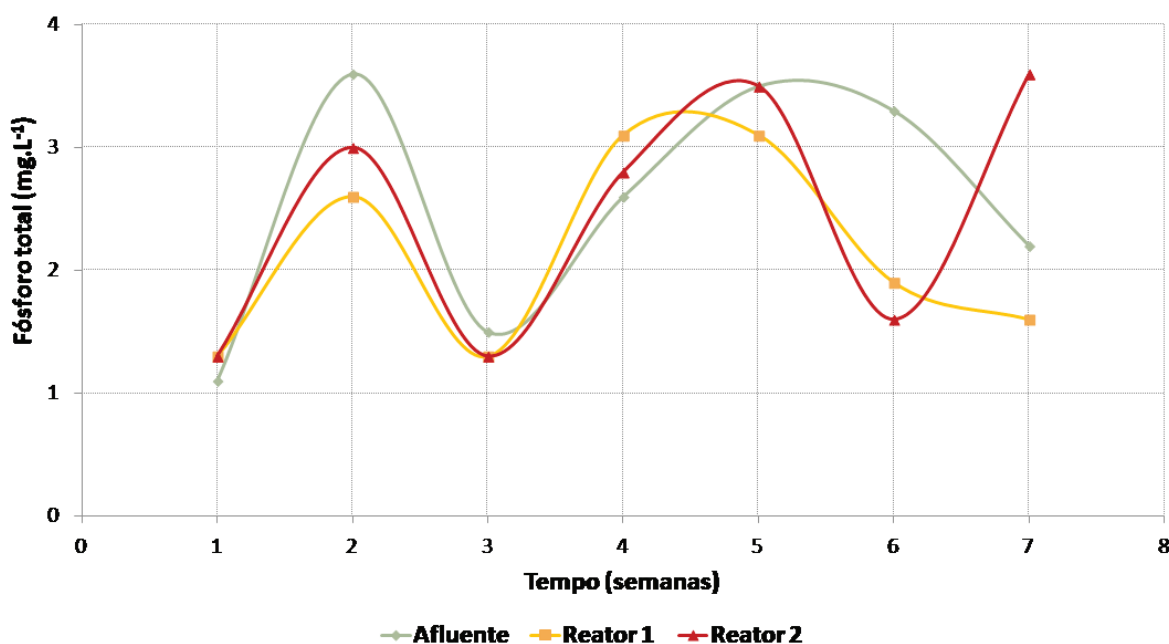


Figura 4. Concentração de fósforo total no afluente e efluente dos reatores R1 e R2.



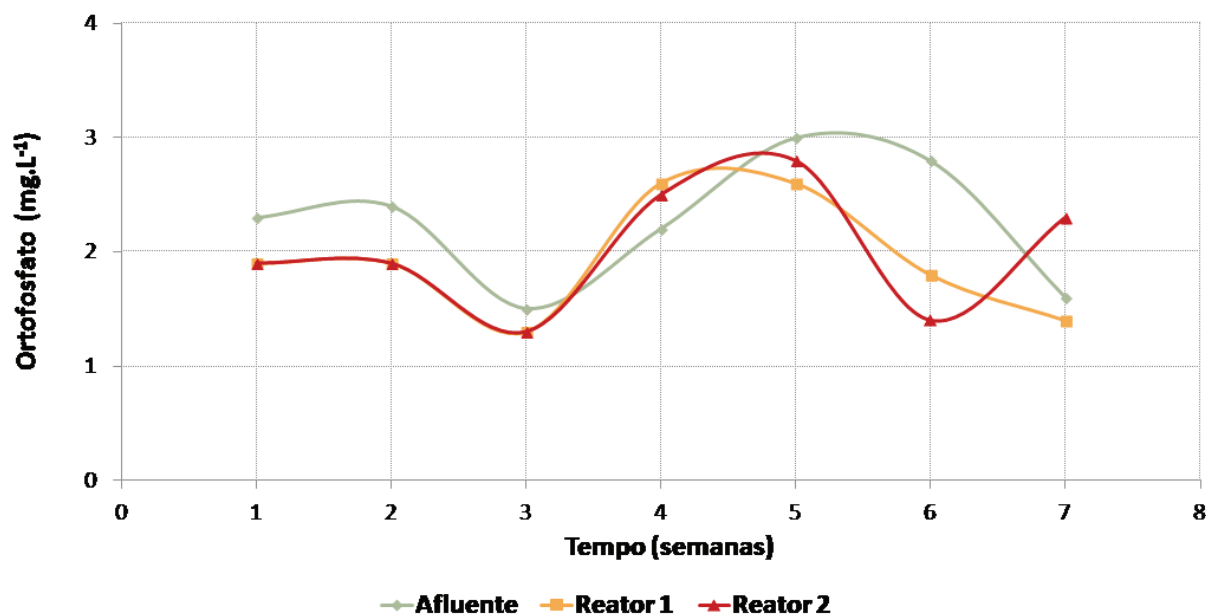


Figura 5. Concentração de ortofosfato no afluente e efluente dos reatores R1 e R2.

Segundo a EPA (2003), na ausência do material orgânico rapidamente biodegradável no afluente é necessário se adicionar uma fonte externa de carbono ou promover a fermentação do lodo para o bom desempenho dos processos de remoção biológica de fósforo.

#### Biomassa Aderida ao Meio Suporte

A formação de biofilme foi mais evidente na parte interior do meio suporte do que na parte externa do mesmo. Provavelmente, isto ocorreu devido à força de cisalhamento provocada pelas hélices do agitador. No entanto, a agitação foi necessária para uma homogeneização do substrato em todas as fases. Na fase aeróbia, em especial, além da agitação, a aeração contribuiu para a homogeneização.

Para minimizar a perda de biomassa aderida ao meio suporte, em face da força de cisalhamento, a agitação foi interrompida. Entretanto, posteriormente observou-se que houve uma diminuição na eficiência do reator R2 na semana 7, com relação a todos os parâmetros analisados. A solução encontrada após a observação desta queda na eficiência foi reduzir a frequência de rotação das hélices.

#### CONCLUSÃO

Os reatores em bateladas sequenciais se apresentaram ainda em fase de adaptação, pois somente foi observada uma remoção após alguns dias de operação. Isto ocorreu devido à baixa concentração de matéria orgânica no afluente que alimentava os reatores, que prolongou esta primeira fase. Para solucionar esta deficiência de carbono, pode ser adicionado acetato e/ou propionato, que são fontes de carbono de baixo custo financeiro.

Todavia, mesmo com essas dificuldades, constatou-se que houve uma remoção aproximada em

ambos os reatores uma vez que o período de monitoramento apresentado neste trabalho não contemplou a saída da fase de adaptação da biomassa.

Quanto à remoção de NTK, ambos os reatores apresentaram eficiências mínimas, devido a problemas relacionados com a sedimentabilidade do lodo, chegando a apresentar concentrações efluentes maiores que afluentes. Foi constatada uma melhor remoção de nitrogênio amoniacal reator R2, pois, possivelmente, tanto a biomassa suspensa, quanto à biomassa aderida realizaram desnitrificação.

Houve um déficit na eficiência média de remoção biológica de fósforo total além de que parte da biomassa foi liberada no efluente alterando assim os valores de fósforo devido à sua presença na própria biomassa. A remoção de ortofosfato mostrou-se mais significante quando comparado com o fósforo total.

Em relação à quantidade de biomassa, a mesma ainda se encontra muito baixa. A formação de biofilme mostra-se mais evidente na zona interna. Uma avaliação final do processo será possível quando a fase de adaptação da biomassa for vencida, implementando metodologias de biologia molecular para um melhor conhecimento da população microbiana presente no material suporte.

#### REFERÊNCIAS

- ARCHELA, E. et al. 2003. Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. **Geografia (Londrina)**, 12(1):517-525.
- ARTAN, N. et al. 2001. The mechanism and design of sequencing batch reactor systems for nutrient removal – the state of the art. **Water Science and Technology**, 43(3):53-60.
- BARROS, A. M. de L. 2008. **Modelagem da poluição pontual e difusa: aplicação do modelo Moneris à bacia hidrográfica do rio Ipojuca, Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, 193p.
- BRAGA, B. et al. 2005. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson, 336p.
- BRASIL, D. P. 2010. **Remoção biológica de matéria orgânica e nutrientes de esgotos sanitários utilizando reatores em bateladas sequenciais**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, 80p.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2011. Resolução CONAMA nº 430. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 12 dez. 2013.
- CYBIS, L. F.; SANTOS, A. V.; GEHLING G. R. 2004. Eficiência do reator sequencial em bateladas (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 9(3):260-264.
- FRANCO, A. C. R. et al. 2014. Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo pelo método de escoamento superficial. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, 7(2):391-411.
- GANCZARCZYK, J. J. 1994. Microbial aggregates in wastewater treatment. **Water Science and Technology**, 30(8):87-95.
- HENZE, M. et al. 2002. **Wastewater Treatment**. 3. ed. Berlin: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 422p.
- LEE, S. E. et al. 1997. Comparison of phosphorus removal characteristics between various biological nutrient removal process. **Water Science and Technology**, 36(12):61-68.
- METCALF, E.; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. 1991. **Waste Engineering: treatment, disposal**

and reuse. 3. ed. New York: McGraw-Hill, 1334p.

MOREIRA, M. P.; YAMAKAWA, C. S.; ALEGRE, R. M. 2002. Adição de fonte de carbono no início da fase anóxica na remoção de macronutrientes e DQO por lodo ativado usando RBS no tratamento de água residuária avícola. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 7(1):16-20.

MORGENROTH, E.; WILDERER, P. A. 1998. Sequencing Batch Reactor Technology: concepts, design and experiences. **Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management**, 12(5):314-321.

NETO, L. G. L.; COSTA, R. H. R. 2011. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: Eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 16(4):411-420.

NICOELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. 2000. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. **Journal of Biotechnology**, 80(1):1-33.

OCHOA, J. C. et al. 2002. Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor. **Water Science and Technology**, 46(1-2):397-404.

ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; BADIN, H. 1993. Small wastewater treatment plants based on moving bed biofilm reactor. **Water Science and Technology**, 28(10):351-359.

ØDEGAARD, H.; RUSTEN, B.; SILUJUDALEN, J. 1999. The development of the moving bed biofilm process from idea to commercial product. **European Water Manage**, 2(3):36-43.

OLIVEIRA, D. V. M. 2008. **Caracterização dos parâmetros de controle e avaliação de desempenho de um reator biológico com leito móvel (MBBR)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 91p.

EPA, Environmental Protection Agency. 2003. Disponível em: <<http://www.thecre.com/quality/spring2003/epa.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2013.

SHEKER, R. E. et al. 1993. The effects of fill strategies on SBR performance under nitrogen deficiency and rich conditions. **Water Science and Technology**, 28(10):259-266.

SILVA FILHO, H. A. 2009. **Nitrificação em sistemas de lodo ativado**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, 116p.

SUNNER, N. et al. 1999. The two-stage moving bed/activated-sludge process: an effective solution for high-strength wastes. **Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management**, 13(5):353-358.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; JETTEN, M. S. M. 1998. Microbiological conversions in nitrogen removal. **Water Science and Technology**, 38(1):1-7.

VON SPERLING, M. 1996. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Minas Gerais: UFMG, 211p.

VON SPERLING, M. 2005. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Minas Gerais: UFMG, 452p.

WOLFF, D. B.; PAUL, E.; COSTA, R. H. 2010. Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. **Saneamento Ambiental**, 15(2):149-154.

WOLFF, D. B.; PAUL, E.; COSTA, R. H. 2005. Reatores híbridos: uma nova alternativa para o tratamento de efluentes. **Saneamento Ambiental**, 111:30-33.