

II-448 - INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM SISTEMA DE LODO GRANULAR AERÓBIO

Isabelli Dias Bassin⁽¹⁾

Professora Doutora na Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE - Programa de Engenharia Química, Rio de Janeiro, Brasil.

Kalina Lúgia de S. Duarte⁽²⁾

Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Mestre em Engenharia Civil e Ambiental (UFCG). Doutoranda em Engenharia Civil na COPPE/UFRJ.

Cyntia Ely⁽³⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC). Mestre em Ciências Ambientais (UDESC). Doutoranda em Engenharia Química na COPPE/UFRJ.

Claudio Fernando Mahler⁽⁴⁾

Professor Doutor na Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE - Programa de Engenharia Civil, Rio de Janeiro, Brasil.

João Paulo Bassin⁽⁵⁾

Professor Doutor na Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE - Programa de Engenharia Química, Rio de Janeiro, Brasil.

Endereço⁽¹⁾: Av. Pedro Calmon, s/n, Cidade Universitária, Rio de Janeiro/RJ – CEP: 21941-596 - Brasil - Tel: (21) 3938-8347- e-mail: isabelli@eq.ufrj.br.

RESUMO

Ao longo dos anos foram observados avanços tecnológicos visando a melhoria nos sistemas de tratamento de efluentes, dado que os sistemas convencionais de tratamento apresentam limitações na remoção de alguns compostos (por exemplo, nutrientes) o que, conseqüentemente, podem não cumprir os limites impostos pela legislação ambiental. Além disso, estes sistemas de tratamento exigem grandes áreas para instalação da planta e elevado consumo de energia. Uma das tecnologias mais avançadas no tratamento de efluentes é o lodo granular aeróbio. Recentemente desenvolvidos, os grânulos aeróbios apresentam muitas vantagens sobre os sistemas convencionais de tratamento de efluentes, tais como compactidade, elevada eficiência de tratamento e baixo consumo de energia. E ainda, podem conseguir a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes em um único tanque operado em sistema de bateladas sequenciais. Porém, apesar de várias vantagens da granulação aeróbia, alguns fatores operacionais e ambientais podem interferir nesse processo biológico de tratamento de efluentes. O objetivo deste trabalho foi avaliar a influência de diferentes temperaturas (10, 15, 20, 25, 30 e 35 °C) na remoção de amônio e fosfato em reator operado em batelada sequencial com uso de lodo granular aeróbio. Os resultados mostram que altas temperaturas são favoráveis às atividades de nitrificação. A temperatura de 10 °C foi a que provocou maior impacto na remoção de amônio e fosfato, ocorrendo acúmulo de altas concentrações desse último no efluente final.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo Granular Aeróbio, Reator em Batelada Sequencial, Tratamento de efluentes, Remoção de Nutrientes, Influência da Temperatura.

INTRODUÇÃO

Com o avanço tecnológico, tem-se buscado cada vez mais aprimorar os processos de tratamento de efluentes domésticos e industriais, uma vez que os sistemas convencionais de tratamento de esgoto possuem dificuldades na remoção de nutrientes ou mesmo, baixa eficiência de remoção desses compostos, muitas vezes apresentando concentrações de nitrogênio e fósforo próximas às do esgoto bruto, dificultando o atendimento às legislações para o descarte de efluentes nos corpos d'água. O nitrogênio e o fósforo são nutrientes fundamentais para a existência de vida na Terra. O nitrogênio é um elemento essencial para a construção das macromoléculas dos micro-organismos, já compostos contendo fósforo estão presentes em moléculas indispensáveis ao metabolismo energético, constituindo um dos principais nutrientes necessários para a atividade agrícola (Angela et al., 2011). Por outro lado, o alto teor de fósforo e nitrogênio nos efluentes leva a sérios problemas de eutrofização em

lagoas, rios e mares. Assim, remoção de fósforo e nitrogênio nos efluentes tornou-se uma preocupação mundial emergente devido aos impactos na saúde e no meio ambiente ocasionados por estes compostos (G. ZHU et al. 2008).

Atualmente, existem vários sistemas de tratamento de efluentes, desde processos modernos, com baixos preços e menos eficientes, até operações muito avançadas, altamente eficientes. A seleção dos processos de tratamento deve levar em consideração fatores como: disponibilidade de área, temperatura, local, atributos sociais, economia, energia, opções de descarga de efluentes e aplicações e condições de reutilização de efluentes (Ab Halim et al. 2015).

As tecnologias de tratamento biológico mais utilizadas no Brasil incluem principalmente o processo de lodo ativado, reatores de leito e manta de lodo em fluxo ascendente (UASB), e em fase de expansão, o lodo granular aeróbio (LGA). O LGA representa uma estratégia inovadora para tratar efluentes municipais e industriais. As vantagens deste processo em relação ao lodo ativado convencional incluem a sua excelente capacidade de sedimentação e alta retenção de biomassa provenientes do crescimento de densas populações bacterianas (Henriet et al. 2016). A tecnologia do LGA também provou ser um processo eficiente para remover o fósforo e nitrogênio.

O tratamento de efluentes através do lodo granular aeróbio apresenta várias vantagens, pois são sistemas compactos, eficientes e econômicos, que promovem a remoção conjunta dos nutrientes e matéria orgânica em um único reator, sem a necessidade de vários compartimentos como ocorre geralmente nas estações convencionais de tratamento de efluentes. O processo de nitrificação/desnitrificação e remoção de fosfato ocorre dentro do grânulo, por meio da existência de zonas aeróbia, anóxica e anaeróbia que são formadas no interior do mesmo. Porém, muitas vezes a eficiência desse sistema pode ser comprometida por algum fator externo, interferindo principalmente na remoção dos nutrientes presentes nos efluentes.

A remoção biológica de fósforo nos reatores com lodo granular aeróbio é realizada por bactérias conhecidas como Organismos Acumuladores de Polifosfato (PAOs). Em condições aeróbias ou anóxicas, esses organismos são capazes de armazenar fosfato como polifosfato intracelular, levando à remoção de P da fase líquida via remoção desses organismos no lodo. Ao contrário da maioria dos outros micro-organismos, os PAOs podem absorver fontes de carbono como os ácidos graxos voláteis (AGVs) em condições anaeróbias, e armazená-los intracelularmente como polímeros de carbono, ou seja, polihidroxialcanoatos (PHAs) (Oehmen et al. 2007). A nitrificação acontece por meio de sistemas aeróbios onde o amônio (NH_4) é oxidado em nitrito (NO_2) e, em seguida, o nitrito é oxidado em nitrato (NO_3) na presença de oxigênio molecular dissolvido. A nitrificação é realizada por diferentes grupos de micro-organismos: bactérias oxidadoras de amônia (AOB) e arqueas oxidadoras de amônia (AOA), que convertem a amônia em nitrito, e bactérias oxidadoras de nitrito (NOB), que convertem nitrito em nitrato (Guimarães, 2017).

A remoção de amônio e fosfato pode ser influenciada por diversas condições operacionais e ambientais, a exemplo da temperatura, sendo um dos fatores primordiais na escolha do tipo de tratamento e que exerce grande influência nas reações bioquímicas e atividade de nitrificação do efluente. A temperatura é um parâmetro chave que afeta o metabolismo microbiano e sua estrutura (Gonzalez-Martinez et al. 2017).

A nitrificação dos efluentes pode ser inibida em temperaturas inferiores a 11 °C, completamente inibida abaixo de 5 °C (Huang et al. 2000; Gnida et al., 2016) e acelerada em altas temperaturas (Kim, Lee, and Keller 2006). Assim, considerando a temperatura como um fator de grande importância no tratamento de efluentes domésticos e industriais, este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da temperatura na remoção de amônio e fosfato em reator operado em batelada sequencial com uso de lodo granular aeróbio nas temperaturas de 10, 15, 20, 25, 30 e 35 °C.

MATERIAIS E MÉTODOS

Configuração do reator

O experimento foi realizado em um reator em batelada sequencial (RBS) do tipo coluna de bolhas. O RBS foi construído em coluna cilíndrica de vidro, com dimensões de 1,60 m de altura e 0,06 m de diâmetro interno,

apresentando um volume total de 4,5 L (Figura 1). Seguindo as recomendações de Beun et al. (1999), o reator apresentou uma alta razão entre a altura útil e o diâmetro (A/D) de 8,7, a fim de favorecer a seleção dos grânulos pela diferença na velocidade de sedimentação.

O sistema era composto por reator de escala laboratorial, bombonas plásticas para alimentação do reator (meios A, B e C, descritos a seguir), compressor de ar, rotômetro, medidor de pH e temperatura, oxímetro, bombas peristálticas para alimentar e esvaziar o reator e sistema de automação para possibilitar a operação em bateladas sequenciais.

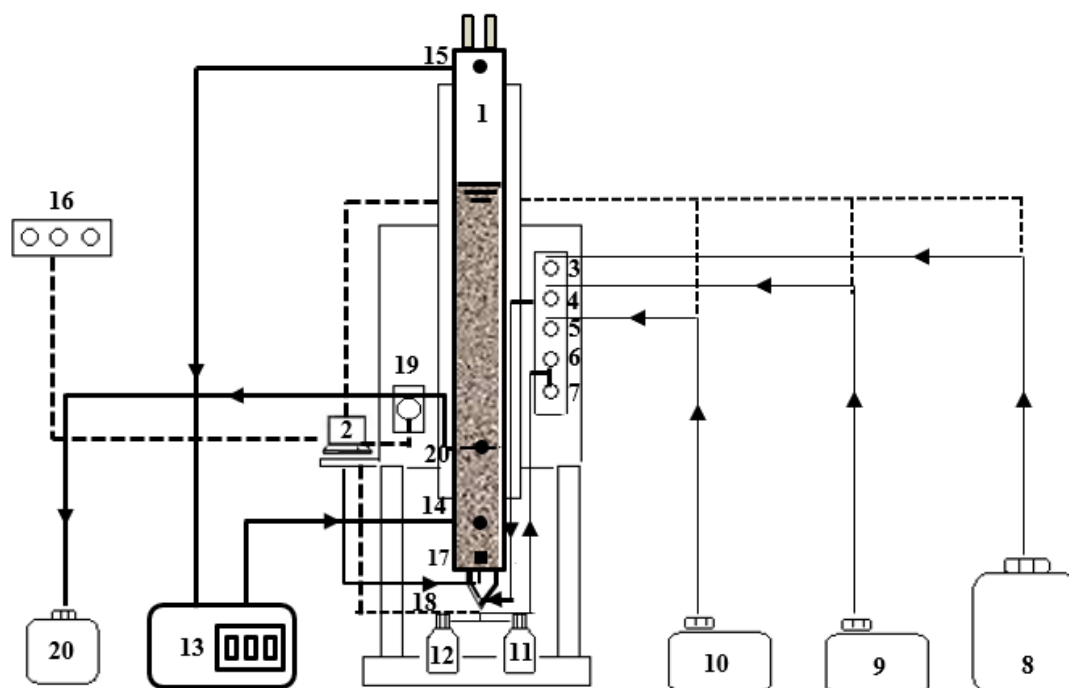


Figura 1: Representação esquemática do RBS. 1 – Reator; 2 – computador (sistema de controle); 3 – bomba de alimentação (meio A); 4 – bomba de alimentação (meio B); 5 – bomba de alimentação (água de abastecimento); 6 – bomba (ácido); 7 – bomba (base); 8 – bombona com água de abastecimento; 9 – recipiente com o meio A; 10 – recipiente com o meio B; 11 – solução de ácido (HCl – 1M); 12 – solução base (NaOH – 1M); 13 – controlador de temperatura; 14 – entrada de água na camisa do reator para o controle de temperatura; 15 – saída de água na camisa do reator para o controle de temperatura; 16 – ar comprimido; 17 – difusor de ar; 18 – entrada do afluente; 19 – bomba de descarte; 20 – descarte do efluente tratado.

Ciclos de operação

O reator foi operado em ciclos de forma descontínua. Cada ciclo tinha duração de 3 horas, período durante o qual o reator era submetido às fases de adição do afluente em condições anaeróbicas durante 60 minutos através do leito da biomassa sedimentada; 111 min de aeração; 4 min de sedimentação e; 5 min de retirada do efluente tratado, com um total de 8 ciclos diários. O volume útil de trabalho foi de 2,5 L e troca volumétrica de 60%, resultando em um tempo de retenção hidráulica (TRH) de 5 h.

O RBS foi operado por meio de um controlador usado para comandar as fases de operação (alimentação, aeração, sedimentação e descarte). A aeração era fornecida através de um difusor de ar colocado no fundo do reator, com uma taxa de fluxo de ar variando entre 3 a 5 L/min. Para avaliar a influência da temperatura na remoção de amônio e fosfato, as temperaturas foram mantidas constantes em cada ciclo, com temperaturas de 10, 15, 20, 25, 30 e 35° C, através do bombeamento de água para camisa do reator com a temperatura desejada por meio de um controlador de temperatura da marca TECNAL/TE-184.

Para alterar as temperaturas de trabalho, a mudança era feita gradativamente, de um a um grau para não provocar um choque térmico nos organismos presentes na biomassa de lodo, tendo em vista que muitos deles são bastante sensíveis a mudanças bruscas de temperatura. Geralmente os testes cinéticos eram feitos com um intervalo de 1 a 2 dias, tempo suficiente para o restabelecimento da atividade microbiana.

Composição do substrato e carga orgânica

O reator era alimentado com um meio sintético, preparado em dois recipientes (soluções A e B) (Bassin et al., 2012). A solução A era composta por $\text{CH}_3\text{COONa} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, CaCl_2 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ e KCl ; já a solução B continha NH_4Cl , KH_2PO_4 , K_2HPO_4 (Tabela 1). Em cada ciclo operacional, o reator era alimentado com 1,5 L de afluente, sendo dosados com 0,250 L de cada meio, juntamente com 1 L de água de abastecimento, com o objetivo de obter concentrações de demanda química de oxigênio (DQO), amônio e fosfato de 400 mg/L, 50 $\text{mgNH}_4^+\text{-N/L}$ e 15 $\text{mgP-PO}_4^{3-}\text{/L}$, respectivamente.

Tabela 1: Composição da água residuária preparada em laboratório e utilizada neste estudo.

Componentes	Concentração (mg/L)
$\text{NaC}_2\text{H}_3\text{O}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	864
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	74,2
CaCl_2	60,7
KCl	29,2
NH_4Cl	190,8
K_2HPO_4	61,3
KH_2PO_4	23,9

Adicionou-se também uma solução de micronutrientes (0,8 mL/L) ao efluente sintético, cuja composição está detalhada na tabela 2.

Tabela 2: Composição da solução de micronutrientes no efluente sintético

Componentes	Concentração (mg/L)
MnCl_2	2,68
CoCl_2	4,61
$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$	0,86
CuSO_4	0,84
ZnSO_4	10,3
FeSO_4	2,27
CaCl_2	10,2
EDTA	41,7

Medições analíticas

A concentração de amônio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) foi determinada por meio do reagente de Nessler (APHA, 1992). Já o fosfato ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$), foi determinada pelo método espectrofotométrico do ácido molibdovanadofosfórico (APHA, 2005). O tempo de retenção de lodo (TRS) foi determinados de acordo com Winkler et al. (2011). O lodo era removido periodicamente durante a fase final da aeração para garantir uma amostra homogênea dos grânulos. Já a distribuição do tamanho dos grânulos variou de entre 0,2 - 2,0 mm, e foram medidos por análise de imagem (Image J, versão 1.51j). O índice volumétrico de lodo (IVL) foi determinado pelo método de IVL dinâmico proposto por Schwarzenbeck et al. (2004), que é uma versão modificada do índice volumétrico descrita no American Public Health Association (2005); a densidade dos grânulos foi avaliada pelo método do picnômetro, conforme descrito por Winkler et al. (2012a).

Testes de ciclo

Foram coletadas 11 amostras em cada teste nas temperaturas 10, 15, 20, 25, 30 e 35 °C. As amostras foram coletadas somente na fase de aeração, durante a qual o conteúdo do reator estava homogeneizado. Porém, a primeira amostra foi coletada na entrada do reator afim de determinar a concentração inicial dos poluentes. A segunda amostra foi coletada depois de 2 min a partir do início do período de aeração para permitir mistura completa. Em seguida, as demais amostras foram coletadas a cada 10 – 20 min para determinação de fósforo e amônio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os experimentos realizados nas diferentes temperaturas para verificação de remoção de amônio e fosfato, a biomassa apresentou valores satisfatórios de densidade, velocidade de sedimentação, IVL e diâmetro de partícula. Estas propriedades conferem ao lodo granular excelente desempenho durante a remoção de matéria orgânica e nutrientes. Conforme observado na Tabela 3, houve pequena variação nas propriedades físicas do LGA para cada temperatura, fator este que não interferiu na remoção dos poluentes.

Tabela 3: Propriedades físicas dos grânulos aeróbios em cada temperatura

	Densidade (g.L ⁻¹)	Velocidade (m.h ⁻¹)	IVL (mL.g ⁻¹ SST)	Diâmetro médio das partículas (mm)
10 °C	1010	44	49	1,2
15 °C	1012	46	51	1,2
20 °C	1014	48	44	1,2
25 °C	1013	47	40	1,2
30 °C	1018	53	37	1,2
35 °C	1018	53	36	1,2

Conforme reportado por Kim, Lee e Keller (2006) a atividade nitrificante aumenta com a temperatura de reação, e é muito limitada quando a temperatura está abaixo de 10 °C. Segundo Fleck et al., (2015) para cada acréscimo de aproximadamente 7 °C, a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes dobra e, inversamente, cada queda de 7 °C implica a redução da taxa de crescimento à metade.

Os resultados obtidos neste estudo mostram que na temperatura a 10 °C a eficiência de remoção de amônio foi bastante afetada, atingindo uma remoção em torno de 60% durante a fase de aeração e uma atividade de nitrificação bastante lenta. À temperatura de 15 °C, a remoção de amônio atingiu eficiência de 93%, porém, a remoção ocorreu de forma lenta, chegando a concentração no efluente de 3,59 mg NH₄⁺-N/L apenas ao final da aeração no tempo de 171 min. Em trabalho realizado por Cox (2009), o autor constatou que em temperaturas inferiores a 15 °C, ocorreu diminuição da atividade de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Além disso, quando a temperatura decresceu a 10 °C, a eficiência da nitrificação foi inferior a 65%.

Como mostra a Figura 2, a remoção de amônio a 20 °C atingiu a máxima eficiência no tempo de 160 min, com uma concentração de 2,5 mg NH₄⁺-N/L no efluente final, e a 25 °C a atividade de nitrificação ocorreu de forma mais rápida, alcançando eficiência de remoção em torno de 97 % no tempo de 140 min. Fontenot et al. (2007) investigaram o tratamento do efluente proveniente da atividade de aquicultura de camarão em um Reator Batelada Sequencial (RBS) sob diferentes temperaturas (22, 28, 37 e 45 °C) e observaram que na faixa de 22 a 37 °C, ocorreu desempenho satisfatório na remoção das espécies nitrogenadas avaliadas com eficiências superiores a 89%. Neste estudo, para as temperaturas 30 e 35 °C, a atividade de nitrificação aumentou bastante e a remoção de amônio ocorreu em um intervalo muito curto, e em apenas 50 min de aeração praticamente todo amônio havia sido removido do efluente. Assim, as taxas específicas de remoção de nitrogênio amoniacal (qNH₄) foram de 0,73; 1,32; 1,33; 1,23; 4,4 e 3 mg N-NH₄ h⁻¹ g⁻¹ SSV para as temperaturas de 10, 15, 20, 25, 30 e 35 °C, respectivamente. Desta forma, observa-se que a temperatura de 30 °C teve o melhor desempenho

na remoção de amônio, apresentando uma taxa 6 vezes superior quando o reator foi operado a uma temperatura de 10 °C.

Apesar da temperatura ser um fator que influencia diretamente a atividade de nitrificação, a concentração de amônio no efluente final ainda alcançou valores abaixo do permitido pela legislação brasileira para lançamento de amônia, isto é, 20 mg $\text{NH}_4^+\text{-N/L}$ (CONAMA nº 430, 2011).

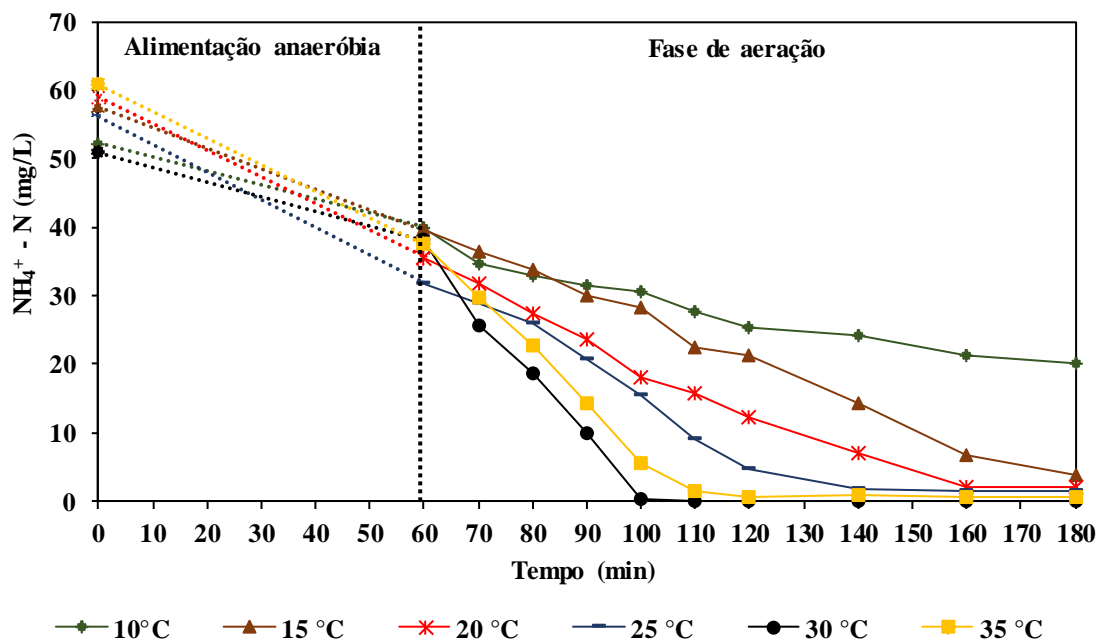


Figura 2: Testes de ciclo realizados no RBS em diferentes temperaturas para avaliar o desempenho de remoção de amônio na fase de aeração (após 60 min de ciclo).

A Figura 3 apresenta os perfis de fosfato ao longo do ciclo para diferentes temperaturas. A remoção de fosfato a 10 °C sofreu maior impacto, ocorrendo acúmulo de altas concentrações de fosfato no efluente. Na fase anaeróbia, 41 mgP/L foram liberados pelos PAOs, não sendo removidos durante aeração. Na temperatura de 15 °C, a eficiência na remoção de fósforo foi de aproximadamente 80%, chegando a concentração de 3 mgP- $\text{PO}_4^{3-}/\text{L}$ no efluente. Nas temperaturas de 20 e 25 °C, a liberação e remoção de fosfato não sofreram impactos, obtendo eficiências de remoção desse substrato de 99 e 98,5 %, respectivamente. Observa-se que à temperatura de 25 °C, no intervalo de tempo compreendido entre 160 a 180 min, houve um pequeno aumento na concentração de PO_4^{3-} . Isso pode ser explicado pelo fato que durante esse tempo, o reator não era aerado (3 min de sedimentação), fazendo com que as PAO liberassem fosfato. Como as bactérias acumuladoras de fosfato também podem estar presentes dentro dos grânulos (Lemaire et al. 2008), a liberação anaeróbia de fosfato pode estimular a precipitação de fósforo no núcleo dos grânulos. As taxas específicas de remoção de fosfato foram de 1,17; 1,8; 2,14; 2,01; 3,5 e 4,6 mgP $\text{h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{SSV}$ para as temperaturas de 10, 15, 20, 25, 30 e 35 °C, respectivamente. A temperatura de 35 °C foi a que apresentou maior taxa de remoção de fosfato.

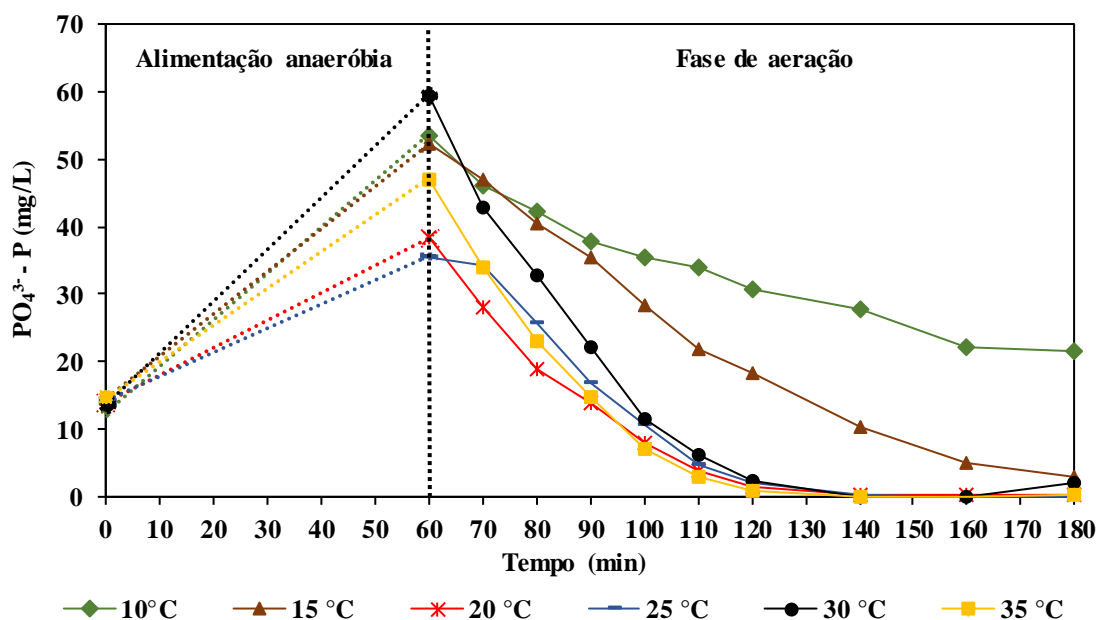


Figura 3: Testes de ciclo realizados no RBS em diferentes temperaturas para avaliar o desempenho de remoção de fosfato.

CONCLUSÕES

Altas temperaturas favorecem os processos biológicos para remoção de nutrientes. Os resultados indicaram que em temperaturas mais elevadas, a remoção de amônio e fósforo ocorreu de forma rápida e que em baixa temperaturas, a eficiência de remoção desses compostos caiu drasticamente, ocorrendo altas concentrações de fosfato no efluente em temperatura de 10 °C. Porém, apesar da temperatura ter provocado impacto na atividade nitrificante nas temperaturas de 10 e 15 °C, o efluente apresentou condições de lançamento nos corpos receptores, indicando assim, que o lodo granular aeróbio é uma tecnologia bastante eficiente na remoção de nutrientes mesmo em temperaturas fora das faixas consideradas ideais para nitrificação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Ab Halim, Mohd Hakim et al. 2015. 'Aerobic Sludge Granulation at High Temperatures for Domestic Wastewater Treatment'. *Bioresource Technology* 185: 445–49.
2. Angela, Mañas, Biscans Béatrice, and Spérandio Mathieu. 2011. 'Biologically Induced Phosphorus Precipitation in Aerobic Granular Sludge Process'. *Water Research* 45(12): 3776–86.
3. APHA – American Public Health Association, 2005. Standard methods for examination of water and wastewater, Twenty- first ed., Washington D.C., USA.
4. APHA, AWWA, WEF., 2008, "Standard methods for the examination of water and wastewater", 21ed., Washington.
5. Bassin, J. P., R. Kleerebezem, M. Dezotti, and M. C M van Loosdrecht. 2012. 'Simultaneous Nitrogen and Phosphate Removal in Aerobic Granular Sludge Reactors Operated at Different Temperatures'. *Water Research* 46(12): 3805–16.
6. Beun, J. J.; Hendriks, A.; Van Loosdrecht, M. C. M.; Morgenroth, E.; Wilderer, P.A.; Heijnen, J.J. (1999). Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Water Research*, v. 33, 2283-2290.
7. BRASIL. (2011) Resolução CONAMA nº 430/2011, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Diário Oficial da União, nº 92, 16 de maio de 2011. p. 89
9. Fleck, Leandro, Maria H F Tavares, and Eduardo Eyng. 2015. 'Remoção Biológica de Nitrogênio Em Efluentes Líquidos: Uma Revisão'. *Eixo* 4(2): 77–85.
10. Fontenot, Q., C. Bonvillain, M. Kilgen, and R. Boopathy. 2007. 'Effects of Temperature, Salinity, and

- Carbon: Nitrogen Ratio on Sequencing Batch Reactor Treating Shrimp Aquaculture Wastewater'. *Bioresource Technology* 98(9): 1700–1703.
11. Gnida, Anna, Ewa Felis, Jan Sikora, and Joanna Surmacz-górska. 2016. 'The Effect of Temperature on the Efficiency of Industrial Wastewater Nitrite Cation and Its (Genotoxicity)'. 42(1): 27–34.
 12. Gonzalez-Martinez, Alejandro et al. 2017. 'Start-up and Operation of an Aerobic Granular Sludge System under Low Working Temperature Inoculated with Cold-Adapted Activated Sludge from Finland'. *Bioresource Technology* 239: 180–89. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.037>.
 13. Guimarães, L. B. 261. Caracterização Microbiológica do Lodo Granular na Remoção de Nutrientes e Potencial em Reatores em Bateladas Sequenciais. Tese de Doutorado. Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis, SC, 2017.
 14. Henriot, Olivier, Christophe Meunier, Paul Henry, and Jacques Mahillon. 2016. 'Improving Phosphorus Removal in Aerobic Granular Sludge Processes through Selective Microbial Management'. *Bioresource Technology* 211: 298–306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.099>.
 15. Huang, X, P Gui, and Y Qian. 2000. 'Domestic Wastewater Treatment Using a Submerged Membrane Bioreactor'. *Bioseparation Engineering* 16: 163–68.
 16. Kim, Dong Jin, Dong Ig Lee, and Jürg Keller. 2006. 'Effect of Temperature and Free Ammonia on Nitrification and Nitrite Accumulation in Landfill Leachate and Analysis of Its Nitrifying Bacterial Community by FISH'. *Bioresource Technology* 97(3): 459–68.
 17. Lemaire, Romain, Zhiguo Yuan, Linda L. Blackall, and Gregory R. Crocetti. 2008. 'Microbial Distribution of Accumulibacter Spp. and Competibacter Spp. in Aerobic Granules from a Lab-Scale Biological Nutrient Removal System'. *Environmental Microbiology* 10(2): 354–63.
 18. Oehmen, Adrian et al. 2007. 'Advances in Enhanced Biological Phosphorus Removal: From Micro to Macro Scale'. *Water Research* 41(11): 2271–2300.
 19. Winkler, M. K H et al. 2011. 'Selective Sludge Removal in a Segregated Aerobic Granular Biomass System as a Strategy to Control PAO-GAO Competition at High Temperatures'. *Water Research* 45(11): 3291–99.
 20. Schwarzenbeck, N., Erley, R., Wilderer, P.A. 2004. Aerobic Granular Sludge in an SBR-System Treating Wastewater Rich in Particulate Matter. *Water Science & Technology* 49: 41–46.
 21. Winkler, M. K H et al. 2012a. Temperature and Salt Effects on Settling Velocity in Granular Sludge Technology. *Water Research* 46(16): 5445–51.
 22. Zhu, Guibing et al. 2008. 'Biological Removal of Nitrogen from Wastewater'. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 192(February): 159–95.