

II-145 - AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO POR REATORES EM BATELADA SEQUENCIAL COM LODO GRANULAR AERÓBIO COM DIFERENTES RAZÕES DE TROCA VOLUMÉTRICA

Danilo Prado Pires⁽¹⁾

Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Piauí (UFPI). Especialista em Engenharia de Saneamento Básico e Ambiental pelo Instituto Brasileiro de Educação Continuada (INBEC). Mestre em Saneamento e Ambiente pela Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas (FEC/UNICAMP).

Edson Aparecido Abdul Nour⁽²⁾

Engenheiro de Alimentos e Tecnólogo Sanitária pela Universidade Estadual de Campinas. Mestre em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (USP). Livre Docente pela UNICAMP.

Endereço⁽¹⁾: Av. Presidente Kennedy, 8001, Condomínio Aldebaran Ville, Quadra-P, Lote-12 - Socopo - Teresina - Piauí - CEP: 64063-010 - Brasil - Tel: +55 (86) 99406-5265 - e-mail: danilopreres@gmail.com.

RESUMO

A poluição e contaminação hídrica apresentam várias fontes e provocam graves impactos ambientais. Considerando a necessidade de novas tecnologias mais promissoras do que as atuais, surge o interesse por estudar sistemas com maior capacidade de retenção de biomassa ativa que possa remover biologicamente nutrientes (nitrogênio) e matéria orgânica e que ocupe uma menor área de implementação, como por exemplo, o reator em batelada sequencial (RBS) com lodo granular aeróbio (LGA). O LGA, quando comparado com o lodo ativado convencional, é marcado por ter uma estrutura microbiana mais forte e densa, alta retenção de biomassa, boa capacidade de sedimentação, capacidade de suportar altas cargas orgânicas e ser tolerante a toxicidade. Sabendo disso, foi realizado um experimento com dois reatores em batelada sequencial (RBS 1 e RBS 2) em escala bancada com o volume útil de 8 L e com 3 ciclos de 8 horas por dia. Esses reatores se diferenciaram nas razões de trocas volumétricas (RTV), sendo o RBS 1 com uma RTV de 75% e o RBS 2 com RTV de 50%. O trabalho foi dividido em três fases: Fase 1 (aclimação), Fase 2 (sedimentação) e Fase 3 (operação), na qual durante os 259 dias o tempo de sedimentação variou entre 50 min até 5 min. Dessa forma, a eficiência de remoção de $N-NH_4^+$, para o RBS 1 (RTV de 75%), foi de $63 \pm 24\%$, enquanto para o RBS 2 (RTV de 50%) foi de $74 \pm 22\%$. Porém, não foi observado a ocorrência de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS), mesmo com os grânulos formados, devido, possivelmente, a ausência de microzonas anaeróbias. Ao final deste experimento, notou-se que o RBS 2, com a menor troca volumétrica, apresentou melhores resultados de remoção de $N-NH_4^+$, quando comparado ao RBS 1.

PALAVRAS-CHAVE: Lodo Granular Aeróbio, Reator em Batelada Sequencial, Razão de Troca Volumétrica, Remoção de Nitrogênio.

INTRODUÇÃO

Os efeitos antrópicos têm provocado alterações extremamente preocupantes ao meio ambiente durante anos, por meio da poluição e da degradação ambiental da água, atmosfera e do solo. Dessa maneira, o futuro da conservação dos recursos essenciais para a sobrevivência da vida no planeta está se tornando um tema comum de estudo dos pesquisadores e de interesse da população.

Dentre as poluições ambientais, a poluição e contaminação hídrica apresentam várias fontes, como o lançamento de águas residuárias, causando graves impactos ambientais. No Brasil, essa problemática é perceptível, como apresenta o último relatório do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) a respeito do diagnóstico dos serviços de água e esgoto em 2016: de todo o volume de esgoto gerado no país, 51,9% é coletado e desse montante, somente 74,9% são tratados (BRASIL, 2018). As regiões Norte e Nordeste, se destacam das demais, apresentando baixos índices de coleta, em torno de 10,5% e 26,8%, respectivamente.

A eutrofização é um dos principais impactos causados nos corpos hídricos pela alta concentração de nutrientes, principalmente fósforo (P) e nitrogênio (N), provocando um crescimento exagerado de algas e plantas aquáticas e causando danos para a utilização dos corpos d'água (VON SPERLING, 2014). Esses nutrientes podem ser de origem natural, por meio da decomposição de plantas, onde a chuva lava o solo, levando esse material, em quantidade mínima, para os corpos d'água. Os nutrientes, também, podem ser provenientes da ação antrópica, sendo essa mais prejudicial, pois as quantidades são maiores, provenientes da lavagem de solos encharcados com fertilizantes e pelo lançamento de águas residuárias diretamente nos rios, lagos e mares. Segundo Bassin (2012), a eutrofização causa problemas aos corpos hídricos como: a morte de peixes devido à queda de oxigênio consumido pela aumento da população microbiana; a produção exagerada de algas, causando o bloqueio da luz solar e consequentemente a diminuição da fotossíntese pelas plantas aquáticas; o encarecimento do tratamento da água captada em regiões com alto grau de matéria orgânica; o aparecimento de cianobactérias que produzem toxinas de difícil remoção nos processos de tratamento de água e podem apresentar riscos à saúde; problema com a recreação, devido ao aspectos e odores gerados desses corpos d'água.

Considerando a necessidade de novas tecnologias mais promissoras do que as atuais, surge o interesse por estudar sistemas com maior capacidade de retenção de biomassa ativa (lodo biológico) que respeitem a legislação ambiental brasileira, conseguindo uma boa remoção de nutrientes e de matéria orgânica, ocupando uma menor área de implementação, utilizando processos biológico e reduzindo os custos. Dentre essas novas tecnologias desenvolvidas, destacam-se aquelas que utilizam reatores com biomassa imobilizada sem a necessidade de meio suporte, formando um lodo granular com células auto imobilizadas, como no caso dos reatores em batelada sequencial (RBS) (DEZOTTI et al., 2011).

A tecnologia de lodo granular iniciou-se com a formação dos grânulos em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* - UASB) em 1980, mas devido aos longos períodos de início (*start-up*) do processo e da necessidade de pós-tratamento para o efluente, os interesses começaram a se voltar para o lodo granular formado em processos aeróbios (LETTINGA et al., 1980). Segundo De Kreuk et al. (2007), a partir do ano 2000, as pesquisas sobre lodo granular aeróbio (LGA) cresceram, paralelamente, com várias teorias sobre a sua formação. Entretanto, dentre os estudos, um consenso surgiu a favor do grânulo aeróbio quando comparado ao lodo ativado, como uma estrutura microbiana mais forte e densa, alta retenção de biomassa, boa capacidade de sedimentação, capacidade de suportar altas cargas orgânicas e ser tolerante a toxicidade (ADAV et al., 2008; SU et al., 2013). As vantagens dessa tecnologia existem pelo fato do lodo granular ser um agregado microbiano com diferentes espécies de bactérias empacotadas, na qual cada espécie de bactéria tem uma função específica em relação ao tratamento de águas residuárias, o faz promissor.

Sabendo dessa realidade, este trabalho tem o intuito de trazer novas informações e concretizar os conhecimentos já existentes em relação ao lodo granular aeróbio, desde as características para a sua formação, como aspectos de operação do reator em batelada sequencial e a sua eficiência na remoção de nutrientes, como o nitrogênio.

OBJETIVO

Este trabalho tem como objetivo trazer novos conhecimentos sobre o tema, através da comparação de dois reatores em batelada sequencial (RBS) em escala de bancada, com lodo granular aeróbio (LGA) e com diferentes razões de trocas volumétricas, no intuito de remover nitrogênio.

MATERIAIS E MÉTODOS

Características Gerais

O sistema desenvolvido para a pesquisa foi instalado no Laboratório de Protótipos de Tratamento de Águas e Efluentes (LABPRO) da Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas (FEC/UNICAMP). Esse sistema foi constituído por reservatórios para armazenamento do esgoto, bombas para recalque, boias elétricas e

de caixa d'água, reatores em escala de bancada, agitadores mecânicos, válvulas solenóides, sensor de nível, cortinas de ar, rotâmetros, compressor de ar, filtro regulador de pressão e temporizadores.

As diferentes razões de trocas volumétricas dos reatores está relaciona com a razão entre o volume de enchimento sobre o volume do reator (Figura 1). O Reator 1 (RBS 1) tinha uma altura de eliminação do efluente localizado a 5 cm da sua base, possibilitando um volume estacionário de 2 L, formado pelo licor misto, e o volume variável de 6 L, formado pelo esgoto bruto na etapa de enchimento e pelo efluente tratado na etapa de descarte. Dessa forma, o RBS 1 com um volume de enchimento de 6 L e o volume total de 8 L, apresentou uma RTV de 75%. Enquanto, o Reator 2 (RBS 2), oferecia o local de saída a 10 cm da base do reator, permitindo um volume estacionário e o volume variável de 4 L, logo a RTV do Reator 2 foi de 50%.

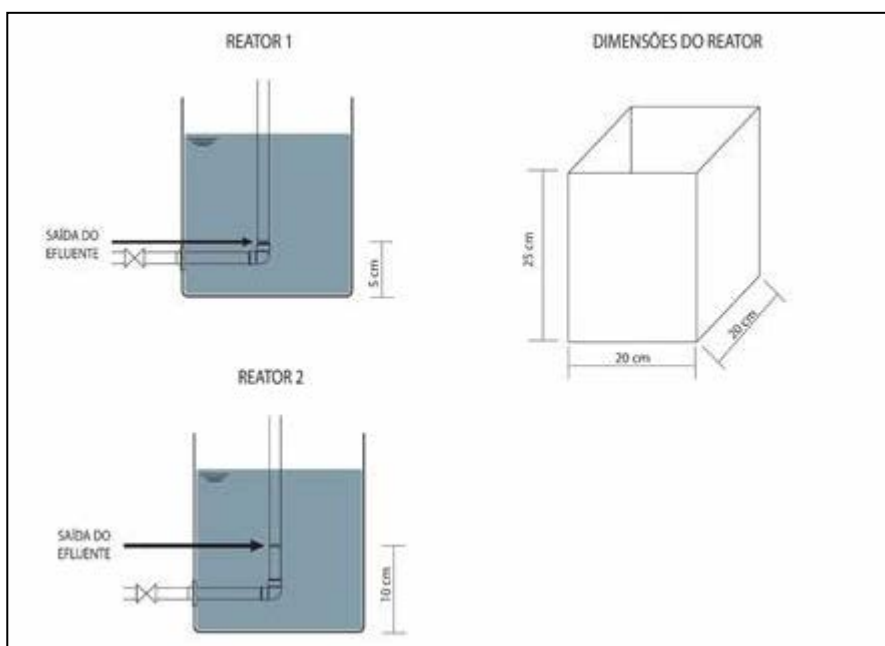


Figura 1: Configurações dos reatores.

Durante o trabalho ocorreram três fases: partida do sistema, com a aclimação (Fase 1), seguida, por uma fase de diminuição gradativa do tempo de sedimentação (Fase 2) e, por último, um período de operação (Fase 3) com o tempo de sedimentação fixado em função dos resultados obtidos na segunda fase.

Fases do Experimento (Fases 1, 2 e 3)

A Fase 1 foi realizada com o intuito de induzir a proliferação dos microrganismos formadores de grânulos no interior dos reatores, foi necessário planejar uma fase inicial de operação denominada partida (*start-up*) durante 98 dias (14 semanas). A fase de aclimação do sistema iniciou-se com a inoculação de um lodo proveniente de um reator MBR (Biorreator com Membranas) pertencente a um experimento do mesmo laboratório, alimentado com o mesmo esgoto bruto e que utilizava o processo de lodos ativados em associação com a tecnologia de separação por membranas. Na Tabela 1 está representado as etapas dos ciclos durante a primeira fase.

Tabela 1: Etapas do ciclo durante a fase de aclimação (Fase 1) nos RBS 1 e 2.

REATORES	CICLO (H)	ETAPAS DO CICLO		DURAÇÃO (MIN)
RBS 1/ RBS 2	8	Ciclo		480
		Enchimento		15
		Reação	Anaeróbio	60
			Aeróbio	330
		Sedimentação		50
		Descarte		15
		Repouso		10

Na Fase 2, o RBS 1 e 2 foram operados por um período de 126 dias (18 semanas) em sucessivos ciclos de 8 h. Durante essa fase foi implantada a metodologia de decréscimo do tempo de sedimentação em 5 min a cada duas semanas, sendo esses minutos acrescidos no tempo de aeração. A diminuição cautelosa do tempo de sedimentação foi baseada em alguns trabalhos como os de Su et al. (2013), Wagner et al. (2015) e Liu et al. (2016) que apresentaram bons resultados de granulação ao final dos experimentos, pois as partículas com melhor capacidade de sedimentação eram selecionadas dentro do reator com uma maior relação H/D (altura por diâmetro). Na Tabela 2 está apresentado um resumo dessa fase.

Tabela 2: Variação das etapas dos ciclos durante a fase de sedimentação (Fase 2) nos RBS 1 e 2.

REATORES	CICLO (H)	ETAPAS DO CICLO	DURAÇÃO DA FASE (MIN)						
			1ª SEM.	2ª SEM.	3ª SEM.	4ª SEM.	...	17ª SEM.	18ª SEM.
RBS1/ RBS2	8	Ciclo	480	480	480	480	...	480	480
		Enchimento	15	15	15	15	...	15	15
		Reação	Anaeróbio	60	60	60	...	60	60
			Aeróbio	335	335	340	...	375	375
		Sedimentação	45	45	40	40	...	5	5
		Descarte	15	15	15	15	...	15	15
		Repouso	10	10	10	10	...	10	10

Na última etapa do trabalho, os dois reatores em batelada sequencial foram postos em operação com o menor tempo de sedimentação obtido pela pesquisa e possível de implementar nos reatores. Com esse tempo de 5 min, a Fase 3 durou 5 semanas (35 dias), com os reatores operando com 3 ciclos diários de 8 h, como pode ser visto na Tabela 3.

Tabela 3: Etapas do ciclo durante a fase de operação (Fase 3) nos RBS 1 e 2.

Tabela 3: Etapas do ciclo durante a fase de operação (Fase 3) nos RBS				
REATORES	CICLO (H)	ETAPAS DO CICLO	DURAÇÃO (MIN)	
RBS1/ RBS2	8	Ciclo		480
		Enchimento		15
		Reação	Anaeróbio	60
			Aeróbio	375
		Sedimentação		5
		Descarte		15
		Repouso		10

O monitoramento foi realizado semanalmente, no intuito de melhor acompanhar o desempenho de cada reator ao longo do tempo de duração do trabalho (Fases 1, 2 e 3). Os pontos de coleta foram: o afluente (entrada do reator), o licor misto (dentro do reator, durante a aeração com a finalidade de coletar lodo mais esgoto) e o esgoto tratado (saída do reator). Essas amostras, devidamente coletadas, eram encaminhadas para análises no

Laboratório de Saneamento (LABSAN) do Departamento de Saneamento e Ambiente da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da UNICAMP.

RESULTADOS

Durante os 259 dias (37 semanas) de operação dos reatores em batelada sequencial, as características do esgoto bruto de entrada foram acompanhadas e analisadas, obtendo o valor da concentração de amônia igual a $71,15 \pm 9,56 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$. Segundo Metcalf e Eddy (2013), o efluente utilizado durante a pesquisa possuía características que o classificava, em relação a amônia, como uma água residuária de concentração acima da considerada alta ($41,00 \text{ mgN-NH}_4^+ \cdot \text{L}^{-1}$) para esgoto sanitário.

Durante a Fase 1, o RBS 1 foi verificada uma concentração média de SSV de $1.641,67 \pm 963,14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, enquanto no RBS 2 foi verificada uma concentração de $1.516,67 \pm 727,57 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Observa-se, que durante a fase de aclimação houve um aumento da concentração dos sólidos suspensos voláteis, isso devido ao crescimento celular ao longo dos dias.

Em relação a Fase 2, como consequência da diminuição do tempo de sedimentação, os reatores apresentaram perda de biomassa, e consequentemente, houve uma diminuição da concentração dos sólidos suspensos voláteis. O RBS 1 apresentou uma concentração média de SSV de $1.116,67 \pm 643,58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, verificando-se uma variação dos valores ao longo da fase. O mesmo comportamento visto com a concentração dos SSV no RBS 1 ao diminuir o tempo de sedimentação ao longo da fase, também foi percebido no RBS 2 ($1.027,41 \pm 507,87 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) com a diminuição da concentração da biomassa. Enquanto que na Fase 3, o RBS 1 apresentou uma baixa concentração de sólidos orgânicos no dia 217 ($266,67 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), provocado pela mudança do tempo de sedimentação de 10 min para 5 min. Porém, na última semana da segunda fase (dia 224) houve um acréscimo da biomassa, iniciando a fase de operação com $1.080,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A concentração média alcançada pelo RBS 1 foi de $1192,00 \pm 216,25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Enquanto que a concentração do SSV, para o RBS 2, foi estável no decorrer do experimento com tempo de sedimentação igual a 5 min (correspondendo entre os dias 217 e 259). A concentração média da biomassa ao longo da fase de operação foi de $728,00 \pm 82,11 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Ao fim foi possível perceber um crescimento maior no reator com maior troca volumétrica, RBS 1 com um RTV de 75%, pois existiu a entrada de uma maior carga orgânica durante o experimento (Figura 2).

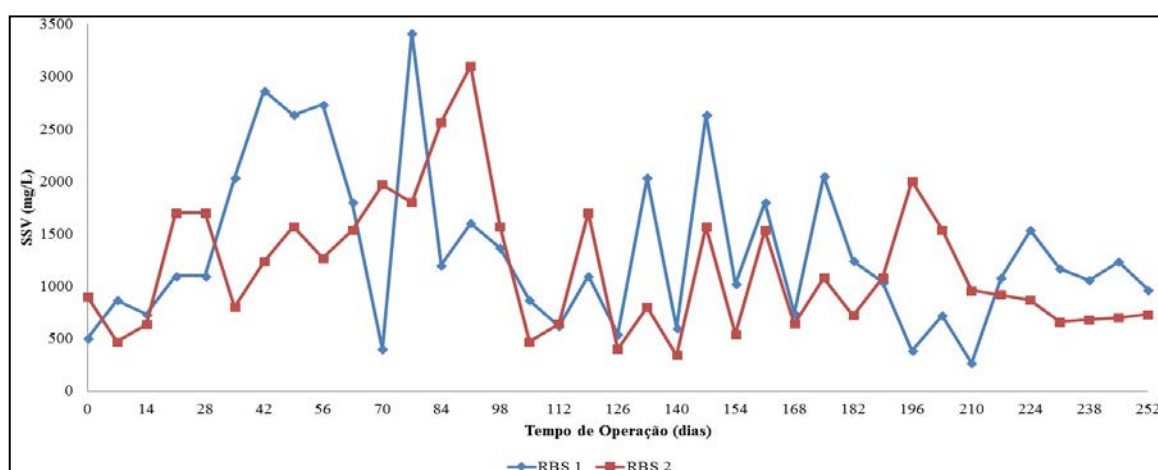
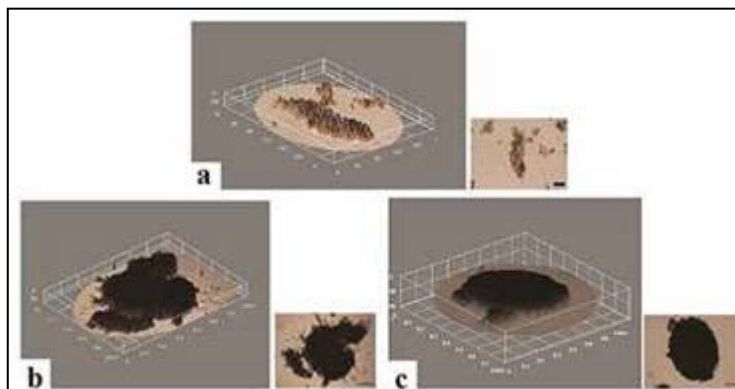


Figura 2: Concentração de SSV da biomassa do RBS 1 e RBS 2 na Fase 1, 2 e 3.

Ao longo das fases ocorreu um acompanhamento da granulação do lodo, na qual percebeu-se a evolução da biomassa, que nas primeiras semanas encontrava-se em flocos e nos últimos dias estava granulado e mais maduro. Na Figura 3 está apresentado as fotografias tiradas do lodo na primeira semana (Fase 1) e na última semana (Fase 3).



a – inóculo; b – biomassa do RBS 1 no dia 259; c – biomassa do RBS 2 no dia 259.

Figura 3: Evolução da Biomassa ao longo do experimento.

Com esse comportamento da biomassa, foi possível perceber no RBS 1 uma eficiência média de $70,40 \pm 25,16\%$ na remoção de para N-NH_4^+ durante a Fase 1, seguido de uma eficiência de $52,33 \pm 1,78\%$, na Fase 2 e terminando a Fase 3 com $67,71 \pm 24,87\%$. Enquanto que o comportamento do reator 2 foi uma eficiência média de $81,41 \pm 24,89\%$ na remoção de N-NH_4^+ para a Fase 1, seguido de uma eficiência média de $72,59 \pm 18,12\%$ na Fase 2 e terminando com $64,45 \pm 18,70\%$. Esses valores são verificados na Figura 4.

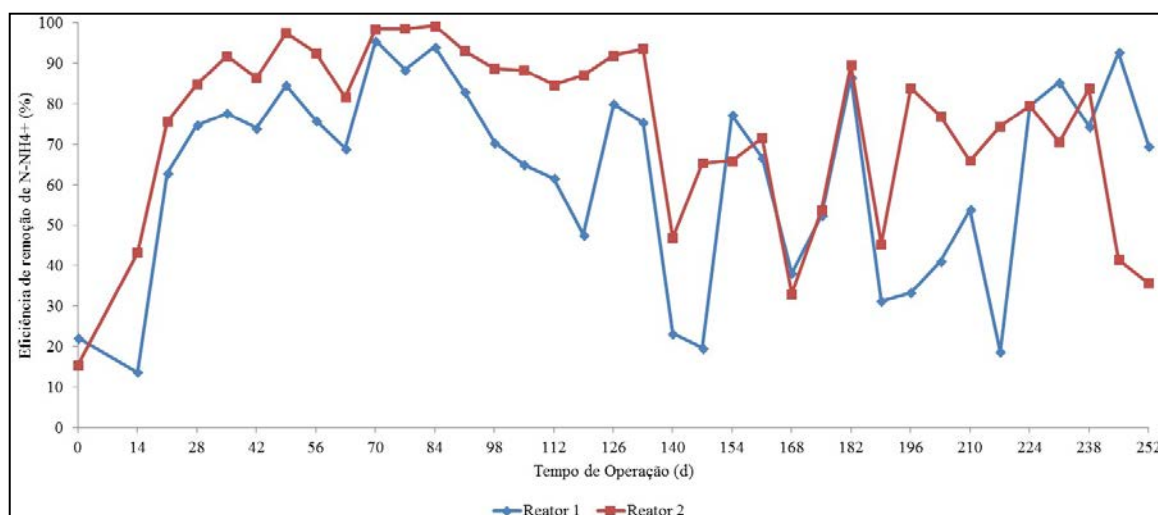


Figura 4: Eficiência de remoção de N-NH_4^+ nos RBS 1 e 2 na Fase 1, 2 e 3

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, chegou-se à conclusão que:

O RBS 1 com a maior troca volumétrica (75%) obteve grânulos mais arredondados e maiores, em menos dias do que o RBS 2. Isso ocorreu devido a uma maior carga e uma maior altura de sedimentação oferecida ao Reator 1, possibilitando um melhor desenvolvimento das bactérias e permitindo o arredondamento do grânulo, respectivamente;

De maneira geral, considerando todas as fases do experimento, a concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) está ligada diretamente com o desempenho dos reatores, na qual a maior concentração de biomassa induz a uma maior remoção de nitrogênio na forma de nitrogênio amoniacal. Relacionando os parâmetros nitrogênio com a eficiência de remoção média, os reatores se comportaram igual a: RBS 1 com N-NH_4^+ de $63 \pm 24\%$; enquanto que o RBS 2 com N-NH_4^+ de $74 \pm 22\%$. Portanto, os resultados revelaram que o RBS 2 com menor razão de troca volumétrica (50%), apresentou melhores resultados, mesmo com uma queda de qualidade na Fase 3.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ADAV, S.S.; LEE, D.J. *Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. Journal of Hazard Mater*, v. 154, p. 1120-1126, 2008.
2. BASSIN, J. P. Remoção Biológica de Nutrientes em Sistemas Compactos e Estudo da Diversidade Microbiana por Técnicas De Biologia Molecular. 209 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012.
3. BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2016. Brasília: SNSA/MCIDADES, 220 p. : il. 2018.
4. DE KREUK, M.K.; KISHIDA, N.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. *Aerobic granular sludge-state of the art. Water Science and Technology*, v.55, n.8-9, p75–81, 2007.
5. DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR, G.L., BASSIN, J.P (Org.) *Processos biológicos avançados para tratamento de efluente e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana*. 1 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011.
6. LETTINGA, G.; VAN VELSEN, A. F. M.; HOBMA, S. W.; DE ZEEUW, W.; KLAPWIJK, A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and bioengineering*. v.22, n.4, p. 699-734, 1980.
7. LIU, J.; LI, J.; WANG, X.; ZHANG, Q.; LITTLETON, H. *Rapid aerobic granulation in an SBR treating piggery wastewater by seeding sludge from a municipal WWTP. Journal of Environmental Sciences*. v.51, p.332-341, 2016.
8. METCALF; EDDY. Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery. McGraw-Hill International Editions*, 5 ed., New York, 2013.
9. SU, K.Z; NI, B.J; YU, H.Q. *Modeling and Optimization of granulation process of activated sludge in sequencing batch reactors. Biotechnol and Bioengineering*. v.110, n.5, p.1312-1322, 2013.
10. VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v.1, 2014.
11. WAGNER, J; GUIMARÃES, L.B.; AKABOCI, T.R.V.; COSTA, R.H.R.. *Aerobic granular sludge technology and nitrogen removal for domestic wastewater treatment. Water Science & Technology*. v.71, p.1040-1046, 2015.