



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL**  
**CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**VITOR NAIRO SOUSA AGUIAR LIRA**

**APLICAÇÃO DE DIFERENTES METODOLOGIAS DE DESCARTE**  
**CONTROLADO PARA MELHORIA DAS PROPRIEDADES DO LODO GRANULAR**  
**AERÓBIO**

**FORTALEZA**

**2019**

VITOR NAIRO SOUSA AGUIAR LIRA

APLICAÇÃO DE DIFERENTES METODOLOGIAS DE DESCARTE CONTROLADO  
PARA MELHORIA DAS PROPRIEDADES DO LODO GRANULAR AERÓBIO

Monografia apresentada à Coordenação do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos.  
Coorientador: M.Sc. Sílvio Luiz de Sousa Rollemberg.

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

L745a Lira, Vitor Nairo Sousa Aguiar.

Aplicação de diferentes metodologias de descarte controlado para melhoria das propriedades do lodo granular aeróbio / Vitor Nairo Sousa Aguiar Lira. – 2019.  
55 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2019.

Orientação: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos.

Coorientação: Prof. Me. Sílvio Luiz de Sousa Rollemberg.

1. Lodo granular aeróbio. 2. Estabilidade operacional. 3. Descarte de lodo. I. Título.

CDD 628

---

VITOR NAIRO SOUSA AGUIAR LIRA

APLICAÇÃO DE DIFERENTES METODOLOGIAS DE DESCARTE CONTROLADO  
PARA MELHORIA DAS PROPRIEDADES DO LODO GRANULAR AERÓBIO

Monografia apresentada à Coordenação do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do grau de Engenheiro Ambiental.

Aprovada em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

M.Sc. Sílvio Luiz de Sousa Rollemberg (coorientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Marcos Erick Rodrigues da Silva  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Aos meus pais, Maria Lúcia e Tadeu Nairo.

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Maria Lúcia e Tadeu Nairo por todos esses anos de apoio, me ensinando que a educação é sempre o melhor caminho, sem vocês nada disso seria possível.

A minha irmã Lara, por estar do meu lado durante todo esse processo, me apoiando e sonhando junto comigo por um futuro melhor.

Aos meus grandes amigos Manu e Rodrigo pelos conselhos, paciência e por estarem comigo desde o início da vida acadêmica e espero que permaneçam por muito mais anos.

Ao Prof. Dr. André Bezerra dos Santos por todo conhecimento partilhado, confiança e orientação.

Ao Mestre Silvio Luiz de Sousa Rollemberg pela confiança, paciência e motivação ao longo desse trabalho, além de ter me aceitado no grupo de pesquisa e possibilitado a minha jornada pelo mundo da granulação.

Ao Prof. Dr. Marcos Erick Rodrigues da Silva, por sua disposição para participar da banca e pelas valorosas contribuições para esse trabalho.

As pessoas que participaram da minha vida na engenharia ambiental. Primeiramente ao grupo que me acolheu no início de tudo, a Carol por me apresentar um lado da área ambiental que não conhecia e a Letícia por me mostrar na prática que uma pessoa pode impactar o mundo de uma maneira incrível, vocês duas me inspiram muito. Ao Bruno (Cecon) pela paciência nos trabalhos, companheirismo e momentos de descontração, e a Milena por ser companheira em vários momentos.

Aos meus amigos de graduação e LABOSAN, à Amanda por estar sempre ao meu lado nesse percurso, à Lorayne pelos vários momentos divertidos nas aulas e fora delas, à Helena por todas as conversas inspiradoras e ao João Pedro por toda ajuda. Agradeço a vocês por todos os momentos de convivência, pelas de raiva e alegria, pelo companheirismo durante toda essa jornada que culminou neste trabalho, e todos os meus amigos pelos momentos vividos na graduação, pelas conversas e momentos juntos, que tornaram a vida acadêmica mais leve.

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT) ETEs Sustentáveis pelo apoio financeiro.

“With shortness of breath, I'll explain the infinite  
How rare and beautiful it truly is that we exist”

**Saturn – Sleeping at Last**

## RESUMO

A estabilização de reatores de lodo granular aeróbio (LGA) ainda é um desafio, visto que várias estratégias operacionais não são completamente entendidas. Estudos recentes apontam que o descarte de lodo em sistema LGA pode ser aplicado no sistema com a função de estabilizar e controlar a biomassa presente no reator. O trabalho teve como objetivo principal avaliar diferentes estratégias de descarte de lodo excedente nas características operacionais de reatores LGA e nas eficiências de remoção de C, N e P. No reator R1 o lodo era descartado com objetivo de manter a idade de lodo entre 10 e 20 dias; no R2 foi realizado o descarte de lodo tendo em vista o controle da relação A/M entre 0,2 a 0,4 gDQO/gSS.dia; no R3 foi aplicado um descarte semanal fixo de 10% do lodo do sistema. Verificou-se que a utilização de descarte de lodo causa uma instabilidade inicial nos sistemas, aumentando a perda de sólidos e diminuindo a capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes, levando cerca de 12 dias para que o sistema alcançasse a estabilidade operacional. A utilização do descarte seletivo juntamente com o controle da idade do lodo a partir do descarte complementar de biomassa de fundo possibilitou ao sistema uma operação estável durante todo o período do experimento, com a obtenção de boas eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e de fósforo, além de uma boa retenção de sólidos no reator. O descarte de lodo com base na relação A/M também apresentou resultados promissores, com boa estabilidade operacional no que se refere à baixa perda de sólidos com o efluente e boas eficiências de remoção. Contudo, considerou-se uma estratégia menos efetiva do que a verificada na primeira metodologia. O descarte semanal fixo realizado durante a fase aeróbia não se mostrou uma boa metodologia para descarte de lodo, sendo obtidas as menores eficiências de remoção de DQO, nitrogênio e fósforo, e maior instabilidade operacional decorrente da maior perda de sólidos.

**Palavras-chave:** Lodo granular aeróbio. Estabilidade operacional. Descarte de lodo.

## ABSTRACT

The stabilization of aerobic granular sludge (AGS) reactors is still a challenge as several operational strategies are not fully understood. Recent studies indicate that the sludge discharge in AGS reactors can be applied aiming stabilizing and controlling the biomass present in the reactor. The main objective of this work was to evaluate different strategies of sludge discharge in the operational characteristics of AGS reactors and in the removal efficiencies of C, N and P. In reactor R1, sludge was discharged in order to maintain the sludge age between 10 and 20 days; In R2, sludge discharge was performed to control the F/M ratio between 0.2 to 0.4 gCOD/gSS.day; In R3 a fixed weekly discharge of 10% of the system sludge was applied. The use of sludge discharge has been found to cause initial system instability and solids washout as well as decrease organic matter and nutrient removal capacity, taking about 12 days for the system to achieve operational stability. The use of selective discharge by controlling the sludge age allowed the system to have a stable operation throughout the experiment period, obtaining good removal efficiencies of organic matter, ammonia nitrogen and phosphorus and good retention of solids in the reactor. Sludge disposal based on the F/M ratio also showed promising results, with operational stability with respect to solids and good removal efficiencies. However, it was considered a less effective strategy compared to the first methodology. The fixed discharge performed during the aerobic phase did not prove to be a good methodology for sludge disposal, obtaining the lowest COD, nitrogen and phosphorus removal efficiencies, and higher operational instability such as solids loss.

**Keywords:** Aerobic granular sludge. Operational stability. Sludge discharge.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Representação das fases de operação de um RBS .....	19
Figura 2	– Camadas do grânulo .....	22
Figura 3	– Papel do EPS na formação do grânulo .....	23
Figura 4	– Vias Metabólicas.....	27
Figura 5	– Esquema do sistema RBS-LGA experimental.....	36
Figura 6	– Representação das metodologias de descarte.....	40
Figura 7	– Concentração de SSV no reator durante o período de operação.....	41
Figura 8	– Concentração de SSV no efluente durante o período de operação.....	43
Figura 9	– Remoção e eficiência de DQO obtidos ao utilizar a metodologia 1.....	46
Figura 10	– Remoção e eficiência de DQO obtidos ao utilizar a metodologia 2.....	47
Figura 11	– Remoção e eficiência de DQO obtidos ao utilizar a metodologia 3.....	48
Figura 12	– Remoção e eficiência de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ obtidos ao utilizar a metodologia 1.....	49
Figura 13	– Remoção e eficiência de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ obtidos ao utilizar a metodologia 2.....	49
Figura 14	– Remoção e eficiência de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ obtidos ao utilizar a metodologia 3.....	49

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Solução de macronutriente (7,5 mL de solução/L de alimentação) .....	37
Tabela 2	– Solução de micronutriente – elementos traços (1 mL de solução/L de alimentação) .....	37
Tabela 3	– Parâmetros operacionais do reator.....	38
Tabela 4	– Métodos adotados para o monitoramento do sistema.....	38
Tabela 5	– Acompanhamento das propriedades dos grânulos.....	43
Tabela 6	– Características dos grânulos formados.....	45
Tabela 7	– Médias de remoção de nutrientes dos reatores.....	50

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

LGA	Lodo granular aeróbio
RBS	Reator de batelada sequencial
ETE	Estação de tratamento de esgoto
C	Carbono
N	Nitrogênio
P	Fósforo
EPS	Substância polimérica extracelular
TRS	Tempo de retenção de sólidos
A/M	Relação Alimento/Microrganismo
OHO	Organismos heterotróficos ordinários
NDS	Nitrificação e desnitrificação simultâneas
EBPR	Remoção biológica de fósforo (do inglês <i>Enhanced Biological Phosphorus Removal</i> ).
AOB	Bactérias oxidadoras de amônia (do inglês <i>ammonium-oxidizing bacteria</i> ),
NOB	Bactérias oxidadoras de nitrito (do inglês <i>nitrite-oxidizing bacteria</i> )
Anammox	Oxidação anaeróbica da amônia (do inglês <i>anaerobic ammonium oxidation</i> )
PAO	Organismos acumuladores de fósforo (do inglês <i>polyphosphate-accumulating organisms</i> )
GAO	Organismos acumuladores de glicogênio (do inglês <i>glycogen-accumulating organisms</i> )

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVO</b> .....	<b>17</b>
2.1	Objetivo Geral .....	17
2.2	Objetivos Específicos .....	17
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRAFICA</b> .....	<b>18</b>
3.1	Lodo Granular Aeróbio .....	18
3.2	Formação e Estabilidade .....	21
3.3	Desempenho dos Reatores LGA .....	26
3.4	Fatores que Afetam a Granulação .....	28
3.4.1	Tempo de Sedimentação .....	28
3.4.2	Força de cisalhamento hidrodinâmico .....	29
3.4.3	Período de <i>feast-famine</i> .....	29
3.4.4	Composição do Substrato .....	30
3.4.5	Carga Orgânica Aplicada .....	30
3.4.6	Relação Alimento/Microrganismo .....	31
3.4.7	Oxigênio Dissolvido .....	31
3.4.8	Tempo de Retenção de Sólidos ou Idade de Lodo.....	32
3.4.9	Configuração do Reator .....	32
3.5	Descarte de Lodo .....	33
<b>4</b>	<b>MATÉRIAS E MÉTODOS</b> .....	<b>36</b>
4.1	Configuração do sistema.....	36
4.2	Inóculo .....	37
4.3	Afluente sintético .....	37
4.4	Ciclo de operação.....	38
4.5	Métodos analíticos.....	38
4.6	Descarte do lodo.....	40
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>41</b>
5.1	Inoculação e estabilização dos grânulos aeróbios.....	41
5.2	Caracterização da biomassa estabilizada no reator.....	44
5.3	Performance dos reatores.....	45
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>52</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>53</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A universalização do saneamento no Brasil ainda permanece um desafio, apesar dos investimentos realizados nos últimos 10 anos, que elevaram 69,7% da cobertura da rede de esgoto já existente, muito ainda precisa ser feito. Segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto realizado pelo Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS, 2017) mais de 105 milhões de habitantes são atendidos com esgotamento sanitário, tendo um índice médio de atendimento de 52,4% da população total, sendo que desse total apenas 73,7% dos efluentes são tratados, e em áreas urbanas 60,2% da população é atendida na cobertura da rede coletora.

A ausência de esgotamento sanitário leva a descargas irregulares de efluentes que ao chegarem aos corpos hídricos acarretam contaminação por agentes patogênicos e o aumento da concentração de matéria orgânica e nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P). A concentração elevada desses nutrientes favorece o desenvolvimento de organismos fitoplanctônicos que são responsáveis pelo processo de eutrofização, além de causar mudanças na população aquática (SINGH; SRIVASTAVA, 2011).

Esses valores mostram uma necessidade de se aumentar a cobertura de esgotamento sanitário no país. Esforços vêm sendo desenvolvidos nesse âmbito para o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de esgotos com foco em processos mais econômicos e com uma melhor remoção biológica de nutrientes, visto que os padrões de lançamento vêm se tornando cada vez mais restritivos.

Atualmente a tecnologia de lodos ativados é extensivamente utilizada para tratamentos biológicos de efluentes industriais e sanitários. Nesses sistemas a biomassa permanece suspensa no reator sendo submetida a uma constante aeração e os nutrientes presentes no esgoto são utilizados nos processos biológicos onde são convertidos em matéria prima para o crescimento celular.

No entanto, os microrganismos se desenvolvem na forma de flocos, usualmente em tanques de aeração de mistura completa, o que leva a necessidade de se empregar um decantador secundário para realizar a separação sólido-líquido, onde parte da biomassa decantada é recirculada para o tanque de aeração para manutenção da elevada concentração de sólidos no reator, e desmembrar o tempo de retenção celular do tempo de detenção hidráulica. Tal característica, juntamente com a constante aeração, faz com que o sistema possua um índice de mecanização superior ao de outros sistemas de tratamento, implicando em uma operação mais sofisticada e em maiores custos de energia elétrica (VON SPERLING, 1997).

Na busca por tecnologias mais compactas e com melhores remoções de matéria orgânica e nutrientes sugeriram adaptações do sistema de lodo ativado, citando a tecnologia do lodo granular aeróbio (LGA). O LGA se assemelha a tecnologia MBBR (*Moving Bed Bioreactor*), porém não utiliza meio suporte para aderência de biomassa. No LGA os organismos crescem na forma de grânulos, se autoaderindo a partir da matriz de exopolissacarídeos que é produzida.

Quando comparado ao sistema de lodo ativado, a tecnologia de LGA apresenta redução do custo de operação em pelo menos 20% e diminuição do espaço requerido em 75% (BASSIN; DEZOTTI; SANT'ANNA JR, 2011), além da formação de uma biomassa com excelente capacidade de sedimentação. Outro diferencial é a possibilidade de realizar diversos processos de conversão microbiana em paralelo, como a remoção de matéria orgânica e fósforo, nitrificação e desnitrificação, e degradação de compostos orgânicos tóxicos (PRONK *et al.*, 2015; SHOW; LEE; TAY, 2012; ZHU; YU; *et al.*, 2013).

Entretanto, os grânulos aeróbios só vêm sendo investigados a pouco mais de duas décadas e vários aspectos operacionais para melhoria das características dos grânulos formados, controle da formação de microrganismos filamentosos e eficiências de remoção de C, N e P, ainda precisam ser melhores compreendidos. O que se tem consenso é que para que o processo de granulação ocorra é necessário aplicar, no sistema, pressões que consigam selecionar as bactérias com baixas taxas de crescimento e boa capacidade de sedimentação (SHOW; LEE; TAY, 2012). Dentre alguns pontos que têm sido investigados nessa tecnologia cita-se o descarte de lodo, mecanismo essencial para controle da idade de lodo e que, no caso do LGA, vem também sendo investigado como uma operação para auxiliar no processo de formação dos grânulos. Quando utilizada no estágio inicial de operação, o descarte de lodo através da imposição de baixos tempos de sedimentação, pode ser considerado como um fator chave para formação de grânulos, sendo possível observar granulação até mesmo em flocos de lodo pequenos e de sedimentação baixa (LI, A. J.; LI, 2009; SHENG *et al.*, 2010).

Existem diversas metodologias para realizar o descarte de lodo, alguns autores optaram por remover o lodo da parte central do reator, onde se localiza o lodo de pior sedimentação (WINKLER *et al.*, 2011), outros autores afirmam que a remoção pode ser feita com uma combinação de parte do leito de lodo e parte da manta de lodo, e com isso se obtém uma operação mais estável do sistema (BASSIN *et al.*, 2012). Também já foi estudado a remoção do lodo na forma de licor misto, durante a fase de aeração (LI, A. J.; LI, 2009). Porém ainda não há um consenso na literatura sobre qual metodologia deva ser utilizada em reatores LGA para o seu amplo funcionamento.

Nesse contexto, esse trabalho avaliou algumas metodologias de descarte de lodo, analisando o impacto desses métodos sobre a manutenção de grânulos, característica da biomassa, performance do sistema e a estabilidade dos grânulos formados.

## **2. OBJETIVO**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar diferentes estratégias de descarte de lodo excedente nas características operacionais de reatores LGA e nas eficiências de remoção de C, N e P.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Testar as estratégias de descarte de lodo com base na idade de lodo, relação A/M ou descarte semanal fixo de 10% do lodo do sistema.
- Verificar a estabilidade operacional dos sistemas, características dos grânulos formados e eficiências de remoção simultânea de C, N e P.
- Avaliar qual das estratégias possui melhor desempenho.

### 3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 3.1 Lodo granular aeróbio

O primeiro relato da formação de lodo granular foi reportado por LETTINGA (1980), sendo extensamente observado em processos anaeróbios. Entretanto, a formação de grânulos em reatores aeróbios foi primeiro relatado por (MISHIMA; NAKAMURA, 1991), que utilizaram um sistema piloto para gerar grânulos a partir da auto imobilização dos flocos de lodo ativado em um o processo denominado de AUSB (do inglês *Aerobic Upflow Sludge Blanket*), sendo obtida uma biomassa com diâmetro entre 2,0 a 8,0 mm. A formação de grânulos em condições aeróbia e anaeróbia levou a hipótese de que o processo de granulação não dependia de grupos microbiológicos e sim de condições operacionais do reator (BEUN; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 2002).

MORGENROTH *et al.* (1997) foram os primeiros a descrever o processo de granulação que conhecemos hoje, onde o lodo granular aeróbio (LGA) é cultivado em um reator de batelada sequencial (SBR), a partir de um lodo de inóculo obtido em uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) sanitário, onde os grânulos aeróbios formados apresentaram uma nova dimensão.

Porém, ainda faltava informações mais detalhadas para que fosse possível entender com maior precisão o funcionamento dos processos que levam a ocorrência da granulação. Várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas para melhor entender o lodo granular aeróbio, desde o seu desenvolvimento até aos mecanismos remoção de carbono, nutrientes, recuperação de recursos e o que pode impactar nas eficiências do reator (BEUN; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 2002; DANGCONG *et al.*, 1999; TAY; LIU; LIU, 2001).

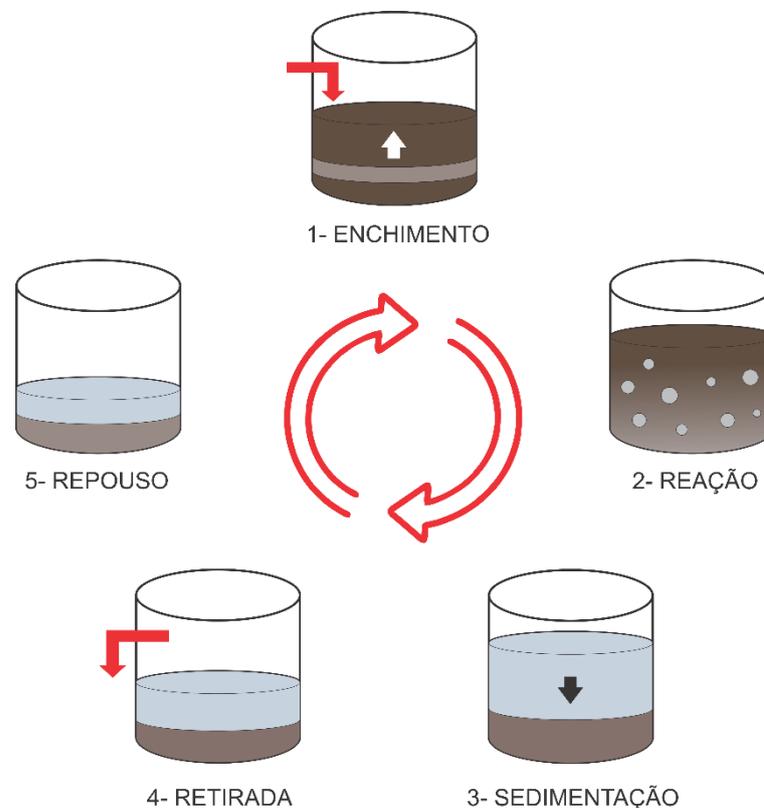
Essa tecnologia apresentou a possibilidade de Remoção Biológica de Nutrientes e clarificação do efluente em um único reator com alta concentração de lodo, além de altas taxas de conversão volumétrica, possibilitando a redução da área de planta, construção e custo de operação (BEUN; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 2002; WEISSBRODT *et al.*, 2012). Tais características possibilitam que os grânulos aeróbios tratem grandes volumes de efluentes em um reator mais compacto.

O cultivo dos grânulos é comumente realizado em reatores bateladas sequenciais (RBS), que no seu processos operacional favorece o desenvolvimento de organismos de crescimento lento, comumente relacionados com o processo de granulação (BENGTSSON *et al.*, 2018). Os RBSs são reatores biológicos de crescimento suspenso, consistindo em um único

tanque que trabalha em ciclos de operação definidas, fazendo a função de reator e do subsequente decantador secundário. Dessa forma, a massa biológica permanece dentro do reator durante todo o tempo do ciclo (SINGH; SRIVASTAVA, 2011).

O processo sequencial se refere ao funcionamento dos ciclos de operação que se repetem em um intervalo de tempo determinado, sendo divididos em: fase de preenchimento (alimentação), fase de reação (aeração), fase de deposição (sedimentação), fase de decantação (descarga do efluente) e encerrando com uma fase de inatividade (repouso) (GERARDI, 2010). Os tempos de cada uma das fases podem ser manipulados de modo a estabelecer condições adequadas para a formação da biomassa desejada para a granulação aeróbia.

Figura 1 – Representação das fases de operação de um RBS.



Fonte: Adaptado de Wagner (2015).

A maioria dos relatos acerca do LGA cita a sua formação em sistemas RBS e sendo afirmado que os grânulos desenvolvidos em reatores de fluxo contínuo se tornavam instáveis mais rapidamente. Porém pesquisas recentes mostram que é possível formar grânulos por longos períodos nesse tipo de reator. DEVLIN; OLESZKIEWICZ (2018) aplicaram diversas pressões de seleção durante o cultivo de grânulos aeróbios em um sistema de fluxo contínuo

para verificar a estabilidade do lodo formado. O LGA obtido apresentou um produto final estabilizado, com boa eficiência de tratamento e pouca produção de biomassa.

A granulação aeróbia em fluxo contínuo mostrou-se viável, porém necessita-se de mais pesquisas para adaptar os parâmetros operacionais ao tipo de sistema. Adicionalmente, a operação em fluxo contínuo do reator é vantajosa em relação aos reatores em batelada, pois possui uma operação mais facilitada em escala real (SHOW; LEE; TAY, 2012).

Com relação ao tratamento do efluente, os reatores de LGA são capazes de realizar reações biológicas de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo, através de fases aeróbias, anóxicas e anaeróbias em apenas uma unidade operacional (GERARDI, 2010). A remoção simultânea de vários nutrientes é possível devido aos grânulos serem consórcios microbianos densos que possuem diversas espécies de bactérias, contendo milhões de microrganismos na sua estrutura (LIU, Y.; TAY, 2004), que se desenvolvem em um processo gradual no qual ocorre a progressão do lodo suspenso para agregados e ainda para grânulos aeróbicos com formato externo regular e estrutura compacta (TAY; LIU; LIU, 2001, 2002).

O grânulo aeróbio possui propriedades semelhantes ao lodo encontrado em reatores UASB, que também tem a presença de lodo granular, mas exibe características superiores às verificadas em flocos de lodo ativado, como formato e estrutura mais bem definidos, altas velocidades de sedimentação e capacidade de retenção de biomassa, além de conseguir suportar altas cargas orgânicas (SHOW; LEE; TAY, 2012; TAY; LIU; LIU, 2001). Porém, é possível observar que grânulos aeróbios formados em estudos anteriores apresentaram estabilidade relativamente inferior em comparação com os grânulos anaeróbios (ZHENG *et al.*, 2006).

Ao contrário da granulação anaeróbia, que aparenta ser espontânea, os grânulos aeróbios só podem ser cultivados com cargas controladas e estratégias operacionais (SHOW; LEE; TAY, 2012). Em uma comparação mais direta com o tratamento de efluentes UASB, as eficiências de remoção de matéria orgânica do LGA apresentam melhores resultados. Quando se trata da degradação de nutrientes (N e P), a tecnologia de granulação anaeróbia não é adequada para a sua remoção das águas residuais (LIU, Y.; TAY, 2004), enquanto os grânulos aeróbios se apresentam como ótimos degradadores desses compostos.

BENGTSSON *et al.* (2018) compararam a tecnologia de lodo granular aeróbio com outras tecnologias baseadas em lodo ativado. No tratamento realizado com efluente possuindo as mesmas características, o reator contendo o LGA apresentou resultados semelhantes aos dos outros tratamentos, porém, com uma redução de 40-50% de área necessária para instalação. Como o RBS combina fases aeróbias e anaeróbias no mesmo tanque leva a uma economia cerca de 25% no custo de aeração (SINGH; SRIVASTAVA, 2011). BASSIN; DEZOTTI;

SANT'ANNA JR (2011) reportam redução do custo de operação em pelo menos 20% e diminuição do espaço requerido em 75%.

### 3.2 Formação e estabilidade

Em um dos primeiros esforços para entender como o processo de granulação funciona TAY; LIU; LIU (2001) acompanharam como os grânulos são formados a partir do lodo inoculado utilizando reatores alimentados com esgoto sintético com diferentes fontes de carbono, glicose e acetato. Os primeiros agregados mais densos apareceram após a primeira semana, com desaparecimento gradual das bactérias filamentosas, que apenas prevaleciam no reator de glicose. Durante a segunda semana já era possível verificar a presença de lodo granular nos dois reatores. Ao fim da terceira semana os grânulos formados possuíam estruturas redondas e regulares, sendo que os desenvolvidos no reator de glicose possuíam uma superfície mais irregular, devido a presença das bactérias filamentosas na camada mais externa do grânulo. Tal comportamento, demonstrou que a granulação se tratava de uma progressão gradual que partia do lodo de inóculo até a formação de uma biomassa granular.

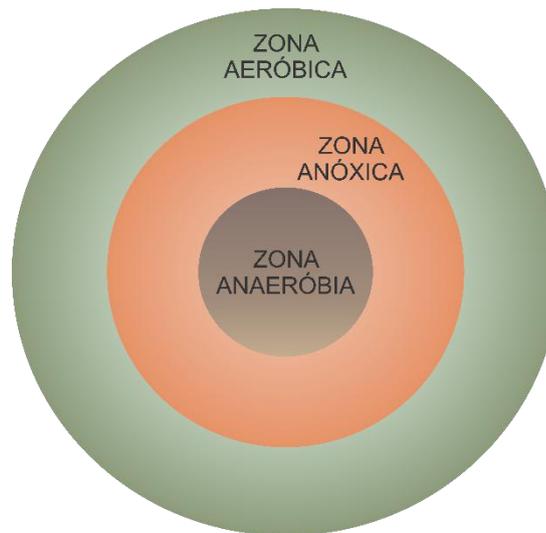
O mecanismo proposto para o processo de granulação consiste em 4 etapas, que são contato célula a célula, formação de microagregados, excesso de produção de EPS e compactação hidrodinâmica da matriz celular (LIU, Y.; TAY, 2002). Nesse processo a interação hidrofóbica das células leva a adesão inicial, que vão se desenvolvendo gradualmente em microagregados, onde se anexam novos organismos. Em seguida, os organismos presentes produzem substâncias poliméricas extracelulares (EPS), fortalecendo a estrutura para desenvolvimento de grânulos maduros. A maturação dos grânulos é a etapa final deste processo, onde os grânulos tornam-se compactos e atingem seu diâmetro máximo em torno de 1 a 3 mm (LIU, Y. Q.; TAY, 2015; SARMA; TAY; CHU, 2017).

Como resultado do seu processo de formação a estrutura do grânulo se estratifica, formando diferentes camadas e nichos microbiológicos que são decorrentes das particularidades da operação do sistema. Os fatores determinantes para que ocorra a formação das camadas são o gradiente de oxigênio e substrato entre a camada mais superficial e o interior do grânulo, a carga de nitrogênio removida, tempo de retenção de sólidos e a composição do esgoto (WEBER *et al.*, 2007; WINKLER *et al.*, 2013).

A espessura da camada anóxica é determinada pela concentração de oxigênio dissolvido (OD). Em sistema com pouco OD, ocorrerá uma menor difusividade de oxigênio para o interior do grânulo, portanto, será formada um maior volume de biomassa em um

ambiente anóxico (BEUN; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 2002; POCHANA; KELLER, 1999). A camada mais externa, onde existe uma maior penetração de oxigênio (zona aeróbia), é formada por microrganismos autotróficos que realizam a nitrificação, enquanto a camada interna, onde há baixa ou nenhuma concentração de OD (zona anóxica/anaeróbia), é dominada por organismos heterotróficos responsáveis pela desnitrificação e as PAOs e GAOs (HE; XUE; WANG, 2009; WINKLER *et al.*, 2013).

Figura 2 – Diferentes camadas formadas no lodo granular aeróbio.



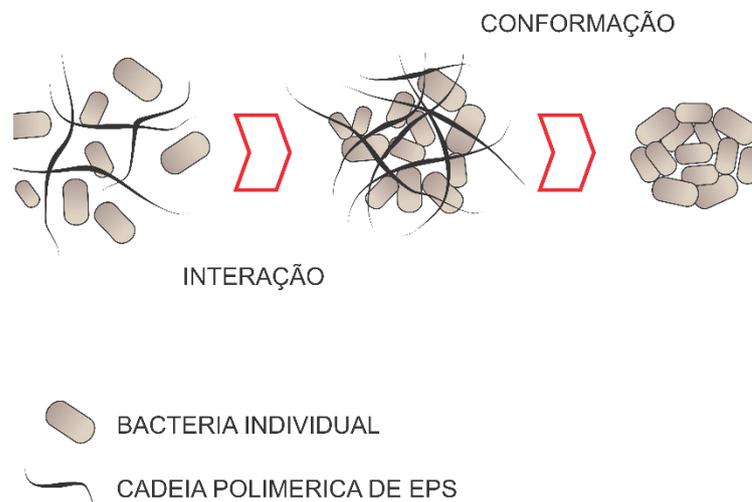
Fonte: adaptado de NANCHARAIAH; KIRAN KUMAR REDDY (2018)

Conhecer os processos que levam a formação e estruturação do LGA pode garantir uma maior taxa de sucesso na granulação, ao se desenvolver grânulos mais densos, coesos e estáveis. A estabilidade do LGA implica que não há variação na atividade e na distribuição dos grânulos, assim como não há desintegração dos grânulos e perda de biomassa do sistema (ZHENG *et al.*, 2006). Problemas como instabilidade no sistema, perda de biomassa e redução da eficiência de remoção podem ser observados em sistemas com lodos desestabilizados. Estudos anteriores mostram que a estabilidade da estrutura granular não se sustenta por muito tempo no reator (LI, J. *et al.*, 2007; LIU, Y.; LIU, 2006; ZHENG *et al.*, 2006).

Fatores como o lodo de inóculo, tipo de carga orgânica do substrato, crescimento de bactérias filamentosas, degradação anaeróbia dentro do grânulo, modo de operação do reator, tempo de retenção de sólidos (TRS), toxicidade de metais pesados e presença de micro poluentes são relacionados com a variação na comunidade microbiana e substâncias poliméricas extracelulares (EPS), o que acarreta na desintegração do grânulo (DE KREUK; KISHIDA; VAN LOOSDRECHT, 2007; MOURA *et al.*, 2018; SHOW; LEE; TAY, 2012).

A EPS é um produto metabólico secretado pela célula, composta de uma matriz gelatinosa que se acumula na superfície das células bacterianas, sendo constituído de polissacarídeos, proteínas, lipídios, ácidos nucléicos e húmus, entre outros componentes, onde proteínas e polissacarídeos são os principais constituintes (ADAV, SUNIL S. *et al.*, 2008; MIKSCH; KOŃCZAK, 2012). Esse composto funciona como uma cola que une os microrganismos, anteriormente dispersos, e forma agregados que dão início ao processo de granulação, como pode ser visto na Figura 3. Tal fenômeno ocorre devido à capacidade da EPS de alterar as propriedades físico-químicas da superfície celular, como carga, hidrofobicidade e outras propriedades (LIU, Y. Q.; LIU; TAY, 2004; SHOW; LEE; TAY, 2012).

Figura 3 – Papel da EPS na formação do grânulo granular aeróbio.



Fonte: Adaptado de LIU, Y. Q.; LIU; TAY (2004)

Algumas condições operacionais como tipo de reator, composição do substrato, tempo de detenção hidráulica, força de cisalhamento hidrodinâmica, tempo de sedimentação, regime *feast-famine*, temperatura e a relação A/M podem aumentar a secreção dessas substâncias pelas células (JANGA *et al.*, 2007; LIU, Y. Q.; LIU; TAY, 2004). Esses parâmetros operacionais podem ser manipulados de forma a estimular as células a produzirem EPS para otimização da estabilidade do sistema, buscando balancear a produção de modo a atingir uma relação ótima. Geralmente em lodos estáveis a relação PN/PS é maior do que 1. (ADAV, S. S.; LEE; TAY, 2007).

O LGA possui diversos microrganismos na sua constituição, onde alguns são desejáveis no cultivo para desempenhar papéis específicos no processo de remoção de nutrientes. A presença de determinados grupos de bactérias pode influenciar na estabilidade do

lodo gerado no reator. Uma classificação que pode ser atribuída aos microrganismos presentes no LGA é: microrganismos de crescimento lento e microrganismos de crescimento rápido.

Organismos heterotróficos ordinários (OHO), dos quais as bactérias filamentosas fazem parte, possuem alta taxa de crescimento e são comumente observados no cultivo de lodo granular em RBS (MCSWAIN; IRVINE; WILDERER, 2004; PAN *et al.*, 2004; SCHWARZENBECK; BORGES; WILDERER, 2005; TAY; LIU; LIU, 2001).

A prevalência de bactérias filamentosas no reator de glicose no estudo de Tay et al. (2001), mostra que organismos heterotróficos são favorecidos em efluentes ricos em substratos prontamente biodegradáveis. Contudo, esses organismos também podem ocorrer quando alimentados com o acetato, e outros compostos mais complexos como fonte de carbono (WEISSBRODT *et al.*, 2012). Evidências também apontam que a deficiência de OD favorece o crescimento de bactérias filamentosas, assim como a deficiência de nutrientes no grânulo aeróbio, longo tempo de retenção celular, alta temperatura e mudança nos padrões de fluxo no RBS (LIU, Y. *et al.*, 2005; LIU, Y.; TAY, 2002; MARTINS; HEIJNEN; VAN LOOSDRECHT, 2003; FIGUEIROA, M. *et al.*, 2006).

Quando OHO são predominantes no LGA são geralmente associados à instabilidade do lodo, que pode acarretar na desintegração dos grânulos, baixa capacidade de sedimentação e subsequente *washout* e inibição do desenvolvimento dos grânulos não filamentosos. Níveis baixos e moderados de crescimento filamentoso não causam problemas operacionais, podendo até ajudar na estabilidade e estrutura do grânulo (LIU, Y.; LIU, 2006; ZHENG *et al.*, 2006).

Na camada mais externa dos grânulos existem cavidades que atuam tanto na transferência de substrato da superfície do grânulo para o seu interior, quanto para realizar o caminho contrário de levar os produtos do metabolismo do interior para a camada superficial (TAY; LIU; LIU, 2001; ZHENG *et al.*, 2006). A presença de bactérias de crescimento rápido nessa camada do grânulo limita a difusão através da matriz do biofilme, o que pode levar a instabilidade e desintegração do grânulo (WEISSBRODT *et al.*, 2012).

Por outro lado, a presença de organismos de crescimento lento (nitrificantes e Anammox) é comumente relacionada à estabilidade dos reatores, formando grânulos mais lisos e densos (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004; LIU, Y.; TAY, 2004), sendo sempre desejável a seleção desses organismos durante o processo de formação e cultivo, para que se obtenham grânulos bem estruturados.

A utilização de substratos prontamente disponíveis (glicose, acetato, proprionato e etanol) eleva a taxa de crescimento heterotrófico. Por outro lado, a utilização do armazenamento interno de carbono na forma de polihidroxibutirato (PHB) ou polihidroxialcanoato (PHA) reduz

essa taxa, diminuindo a competição e ajudando no processo de granulação (DE KREUK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2005).

As bactérias desnitrificantes se desenvolvem com nitrato e nitrito, que penetram no núcleo do grânulo, cujo crescimento resulta na melhoria da estrutura do grânulo (SHOW; LEE; TAY, 2012). O crescimento desses organismos na parte interna, onde não há oxigênio, pode ser melhorado quando a desnitrificação via nitrato é estimulada, podendo ainda contribuir para as bactérias de crescimento lento se desenvolverem perto da superfície (WAN; BESSIÈRE; SPÉRANDIO, 2009).

Baixos TRS não são favoráveis ao desenvolvimento de bactérias de crescimento lento por limitações cinéticas (WAN; BESSIÈRE; SPÉRANDIO, 2009). A manutenção de baixa concentração de oxigênio também pode ser considerada como um fator que auxilia na seleção de organismos de crescimento lento e cultivo de grânulos aeróbios estáveis (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004).

Além das bactérias desnitrificantes, os organismos acumuladores de fósforo (PAO, do inglês *polyphosphate-accumulating organisms*) e organismos acumuladores de glicogênio (GAO, do inglês *glycogen-accumulating organisms*), têm um papel importante na formação e estabilização dos grânulos (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004). Porém, o grupo das GAOs são geralmente indesejáveis devido à competição por substrato com as PAOs e não contribuírem para o processo de remoção de fósforo do efluente (NIELSEN *et al.*, 2010).

A presença desses organismos é mais frequente no lodo quando submetido a condições anaeróbias e aeróbias/anóxicas em alternância (MINO; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 1998). Esse favorecimento ocorre devido ao consumo de DQO durante a fase anaeróbia pelos organismos de crescimento lento, não estando mais disponíveis para os OHO na fase aeróbia subsequente (ZHANG, C.; ZHANG; YANG, 2015). Organismos heterotróficos de crescimento lento também são favorecidos na presença de polímero de armazenamento como o polihidroxibutiratos (PHB) ou glicogênio, que são biodegradados lentamente, em comparação com substratos prontamente biodegradáveis, como é o caso do acetato e glicose (CARTA *et al.*, 2001; DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004).

WAN; BESSIÈRE; SPÉRANDIO (2009) favoreceram o desenvolvimento das bactérias de crescimento lento ao adicionarem um período de *feast* anóxico e *famine* aeróbio com nitrato na alimentação. O consumo de matéria orgânica foi realizado juntamente com o nitrato no lugar do oxigênio, se mostrando uma boa estratégia para formar um LGA denso em baixas taxa de aeração. No referido trabalho, o crescimento anóxico de bactérias heterotróficas

reduziu a competição entre os organismos heterotróficos e autotróficos e favoreceu os organismos nitrificantes.

### 3.3 Desempenho dos reatores LGA

A amônia ( $\text{NH}_4^+$ ) é a forma mais comum de nitrogênio presente nas águas residuárias. A redução do nitrogênio em sistemas biológicos depende principalmente de dois mecanismos: nitrificação aeróbia e desnitrificação anóxica (GEE; KIM, 2004; SCHMIDT *et al.*, 2003). Esses processos geralmente são realizados em reatores separados, devido à necessidade de variação na concentração de OD. No entanto, em RBS com presença de grânulos aeróbios, é possível realizar o processo de nitrificação e desnitrificação simultaneamente (NDS), pois mesmo com a presença de oxigênio dissolvido, as camadas do grânulo possibilitam a existência de um gradiente de concentração de OD, formando zonas aeróbia, anóxica e anaeróbia (HE; XUE; WANG, 2009; JU; HUANG; TRIVEDI, 2007).

Dos grupos de organismos presentes no LGA, existem aqueles que são responsáveis pelo processo de nitrificação, que consistem em dois grupos, sendo as bactérias oxidadoras de amônia (AOB, do inglês *ammonium-oxidizing bacteria*), principalmente as espécies relacionadas a *Nitrosospira* e *Nitrosomonas oligotropha*, que convertem a amônia em nitrito. Em seguida, o nitrito é convertido em nitrato pelas bactérias oxidadoras de nitrito (NOB, do inglês *nitrite-oxidizing bacteria*), quase exclusivamente *Nitrospira*. O grupo das Anammox (do inglês *anaerobic ammonium oxidation*) participam do processo de nitrificação parcial-anammox (PNA), no qual utiliza o nitrito gerado pela AOBs e a amônia remanescente como doadores de elétron, e assim, realiza anaerobiamente o processo de nitrificação (LI, JIALIN *et al.*, 2019; NIELSEN *et al.*, 2010).

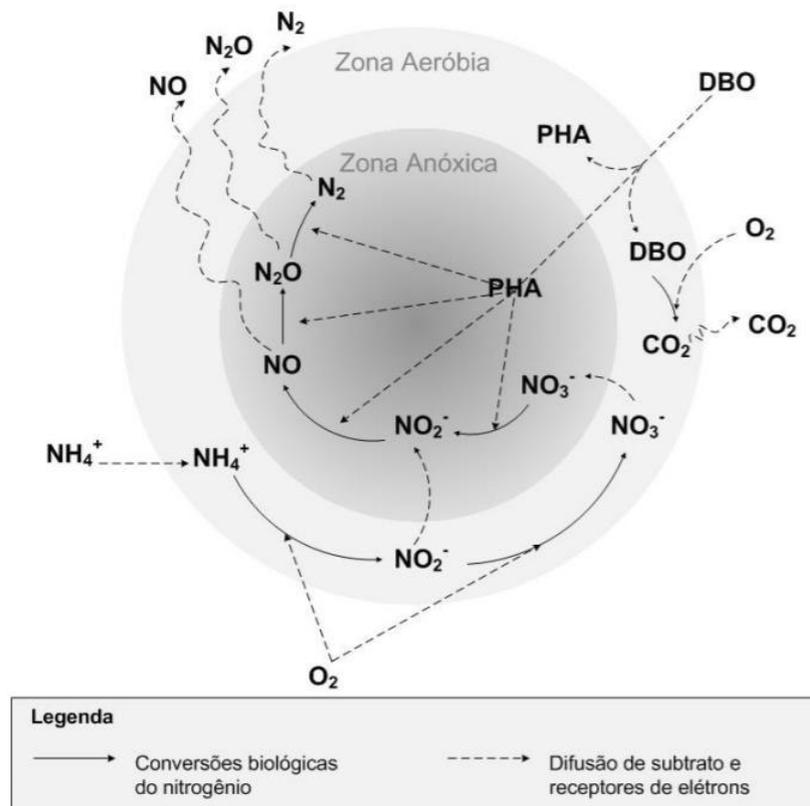
Os organismos heterotróficos ordinários (OHO) são os principais responsáveis pelo processo de desnitrificação e o nitrato gerado é difundido para o interior do grânulo, servindo comoceptor de elétrons para manutenção e crescimento do substrato armazenado. Porém, quando todo o substrato orgânico é consumido na fase de *feast* aeróbia, pelas PAOs e GAOs, não resta carbono para o desenvolvimento de OHO, assim a desnitrificação é realizada pelas PAOs e GAOs desnitrificantes (DPAO e DGAO, respectivamente), que utilizam o carbono de armazenamento interno como doador de elétrons para a ocorrência do processo na fase *famine* (BASSIN *et al.*, 2012).

Já a remoção biológica de fósforo pode ser alcançada de duas maneiras: através do crescimento microbiano ou ser armazenado na biomassa como poli-fosfato (poli-P) (LEVIN e

SHAPIRO, 1965), atualmente o processo de remoção de fósforo dos efluentes é mais conhecido como EBPR (do inglês *Enhanced Biological Phosphorus Removal*). Os organismos acumuladores de poli-fosfato, também conhecidos como PAO, são os responsáveis por esse processo, sendo necessário realizar operações específicas no reator para o favorecimento desses organismos (BASSIN *et al.*, 2012).

Na fase *famine* aeróbia/anóxica as PAOs utilizam no seu metabolismo substâncias armazenadas para geração de energia, como fonte de carbono e síntese de novos compostos (poli-fosfatos, glicogênio e polihidroxialcanoatos) e o poli-fosfato é sintetizado a partir do ortofosfato presente no meio líquido. Adicionalmente, a capacidade de acumulação de poli-P das PAOs geralmente é superior a carga normal do sistema e a liberação de fósforo na fase anaeróbia (MINO; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 1998; WENTZEL *et al.*, 1986), conseguindo uma remoção efetiva do fósforo. O esquema a seguir mostra as vias metabólicas o LGA.

Figura 4 – Vias metabólicas do lodo granular aeróbio.



Fonte: GUIMARÃES (2017).

### 3.4 Fatores que afetam a granulação

Um melhor entendimento da caracterização do grânulo e de sua formação pode ajudar no entendimento de como funcionam os processos que levam a sua estabilização, bem como a formação de grânulos densos e compactos.

Acredita-se que vários fatores, que incluem composição do substrato, carga orgânica, período *feast-famine*, forças de cisalhamento hidrodinâmico, oxigênio dissolvido, estratégia de alimentação, TRS, design do reator e tempo de sedimentação, podem influenciar o processo de granulação (SHOW; LEE; TAY, 2012). Assim, o papel dos parâmetros operacionais no desenvolvimento da granulação é discutido a seguir.

#### 3.4.1. Tempo de sedimentação

O tempo de sedimentação atua como um fator de seleção sobre as partículas de lodo, isto é, somente as que partículas que sedimentam dentro do período de sedimentação permanecem retidas (LIU, Y. *et al.*, 2005). No início da operação e formação dos grânulos, uma quantidade substancial de lodo é descartada do SBR, função das pressões de seleção exercidas sobre o sistema (LIU, Y.; LIU, 2006). Como resultado, o inóculo de lodo ativado irá se tornar um agregado microbiano inicial que atenderá os requisitos necessários para permanecer no RBS.

Pode-se notar mudanças na comunidade microbiana ao se aplicar diferentes tempos de sedimentação. Para tempos maiores os organismos que crescem não aderidos aos flocos biológicos sofrem *washout* do sistema, restando predominantemente o lodo floculento, que podem ser elevados a grânulos com a menor competição por substrato. Quando o sistema é operado com tempos mais curtos, as propriedades dos grânulos melhoram, gerando uma biomassa mais granular (Show et al., 2012, QIN *et al.* 2004).

A retenção dessa biomassa é desejável, resultando em elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica e impacto positivo na estabilidade. Esse parâmetro é fundamental para o desenvolvimento dos grânulos aeróbios, e sem um tempo de sedimentação adequado, a formação de grânulos se torna inviável, mesmo com outros fatores que exerçam pressões de seleção (Qin et al. 2004). Durante a operação os grânulos podem sedimentar em velocidades que variam de 25 a 70 m.h<sup>-1</sup>, sendo significativamente maiores que as encontradas em flocos de lodo ativado que variam de 7 a 10 m.h<sup>-1</sup> (Show et al., 2012).

### 3.4.2. Força de cisalhamento hidrodinâmica

A força de cisalhamento hidrodinâmica é tipicamente quantificada através da velocidade de ascensão superficial do ar, isso é, o fluxo de ar dividido pela área transversal da zona aerada (DEVLIN; OLESZKIEWICZ, 2018), a qual causa o arraste do grânulo durante a sua ascensão. LIU, Y.; TAY (2002) mostraram que a altas forças de cisalhamento auxiliam na formação de grânulos mais compactos e densos, devido ao estímulo da produção de polissacarídeos extracelulares.

CHEN *et al.* (2007) aplicaram velocidades ascensionais de 0,8, 1,6, 2,4 e 3,2 cm s<sup>-1</sup>, e obtiveram grânulos em todos os casos. Contudo, somente os grânulos formados com 0,8 e 1,6 cm s<sup>-1</sup> se tornaram instáveis, ao passo que a melhor estabilidade foi verificada quando se aplicava uma velocidade ascensional de 3,2 cm s<sup>-1</sup>.

Considera-se que altas taxas de aeração forneçam altas forças de cisalhamento, causam a erosão da superfície do grânulo e produzem superfícies mais lisas, incentivando a secreção de mais EPS para melhorar a integridade estrutural, concede mais oxigênio para degradação do substrato e reduz a resistência de transferência de substrato externo à superfície do grânulo (SHOW; LEE; TAY, 2012). Entretanto, estudos anteriores demonstraram que a força de cisalhamento não é uma exigência para a ocorrência da granulação (DEVLIN; OLESZKIEWICZ, 2018).

### 3.4.3. Período de *feast-famine*

O período de aeração na operação de SBR consiste em dois estágios, na primeira o substrato externo está disponível para ser utilizado no crescimento microbiano, sendo consumido até uma concentração mínima, sendo chamado de fase de *feast* (festim). Quando o substrato externo não está mais disponível os organismos usam suas reservas armazenadas internamente, sendo essa fase denominada de *famine* (fome) (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004; LIU, Y. Q.; LIU; TAY, 2004; SHOW; LEE; TAY, 2012).

TAY; LIU; LIU (2001) relacionaram que esse período de privação de substrato com o aumento da hidrofobicidade, que melhora a formação de agregados microbianos. Tal fato pode ser considerado uma estratégia de sobrevivência dos organismos para esse período de privação de alimento. A escassez de substrato pode melhorar a estabilidade dos grânulos, entretanto quando esse período é prolongado pode causar a instabilidade dos grânulos (LI, A. JIE; ZHANG; LI, 2010; WANG *et al.*, 2005). Alguns organismos conseguem superar esse período devido a sua capacidade de converter a matéria orgânica presente na água residual

em polímeros de reserva no interior das células, permitindo o consumo de substratos durante o período de fome (NI; YU, 2008).

Estratégias podem ser usadas na alimentação para melhorar as condições do sistema e favorecer o processo de granulação. MCSWAIN; IRVINE; WILDERER (2004) compararam três métodos de alimentação intermitente, ou seja, aplicando diferentes tempos para entrada do efluente, causando graus de *feast-famine* no sistema. Maiores períodos de alimentação causam um aumento dessa reação e se mostraram necessários para a formação de grânulos compactos e densos, mas não aparentam ter relação direta com a formação de grânulos em si.

#### **3.4.4. Composição do substrato**

A formação de grânulos aeróbios pode ser observada em RBSs com os mais diversos substratos orgânicos, incluindo glicose, acetato, etanol, fenol, efluentes ricos em matéria orgânica particulada, podendo ser efluente sintético ou esgoto sanitário (LIU, Y. *et al.*, 2005). Assim, aparentemente a característica do substrato orgânico usado na alimentação do sistema tem uma influência pouco significativa no padrão de evolução da estrutura do microbiana (TAY; LIU; LIU, 2001), muito embora causem variações na morfologia e diversidade dos grânulos relacionados com o tipo de substrato utilizado.

#### **3.4.5. Carga orgânica aplicada**

Altas cargas orgânicas levam ao crescimento de bactérias filamentosas, que se tornam predominantes no sistema, resultando na deterioração da qualidade do lodo e operação instável do sistema (BEUN; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN, 2002; MORGENROTH *et al.*, 1997). Nessas condições de carga orgânica os grânulos conseguem se formar na fase inicial de operação, formando estruturas pequenas e amareladas. Entretanto, em estágios mais avançados de operação, ocorre o surgimento de microrganismos filamentosos pretos na superfície do grânulo, causando instabilidade devido às limitações de transferência de massa para o interior do grânulo (ZHENG *et al.*, 2006).

A carga orgânica máxima suportada pelo sistema depende da composição do substrato. Grânulos cultivados com acetato podem suportar cargas na ordem de  $9 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$ , enquanto grânulos alimentados com glicose conseguem suportar cargas na ordem de  $15 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$  (MOY *et al.*, 2002). BEUN; VAN LOOSDRECHT; HEIJNEN (2002) verificaram que uma variação de cargas orgânicas entre 2,5 a  $7,5 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ dia}^{-1}$  parece não

ter substancial impacto na formação dos grânulos, mostrando que tal parâmetro não tem efeito significativo sobre o processo de granulação.

#### **3.4.6. Relação alimento/microrganismo (A/M)**

A relação alimento/microrganismo ou A/M é um parâmetro operacional de significativa importância no tratamento biológico de águas residuárias que afeta o crescimento de biomassa, a sedimentação do lodo e a remoção de poluentes (JANGA *et al.*, 2007). Além disso, evidências apontam que a relação A/M impacta na quantidade de EPS gerado pela organismos, no tempo de formação e na estabilidade do grânulo (WU *et al.*, 2018).

Para melhorar as características do LGA, pode-se adotar uma relação A/M ótima entre 0,4 a 0,5 gDQO/gSS,d (WU *et al.*, 2018). O estudo de JAFARI KANG; YUAN (2017) confirma a precisão desse valor, ao mostrarem que a redução da relação A/M de 0,4 para 0,2 gDQO/gSS,d acarretava na desintegração dos grânulos, que voltaram a granular apenas quando a relação A/M era restabelecida para 0,4 gDQO/gSS,d.

#### **3.4.7. Oxigênio Dissolvido**

O oxigênio dissolvido (OD) é um parâmetro importante no sistema de granulação aeróbia. Os grânulos podem ser formados em baixas concentrações como 0,7 a 1,0 mg L<sup>-1</sup>, até concentrações maiores como 2,0 a 6,0 mg L<sup>-1</sup> (LIU, Y. *et al.*, 2005). O OD tem influência no crescimento bacteriano, podendo-se observar o crescimento de bactérias filamentosas em baixas concentrações de OD, que levam a um decaimento na sedimentabilidade do lodo. Contudo, no decorrer da operação, esses microrganismos tendem a desaparecer do sistema (DANGCONG *et al.*, 1999).

Para se obter uma granulação estável em baixas concentrações de OD, deve-se priorizar a ocorrência de microrganismos de crescimento lento (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004). Para isso uma concentração mínima de OD de 2 m.L<sup>-1</sup> é recomendada para prevenir o surgimento de bactérias filamentosas (CHUDOBA, 1985). Tais evidências indicam que esse parâmetro influi na estrutura, formando grânulos mais filamentosos ou mais densos, porém não se torna decisivo para a sua formação.

### 3.4.8. Tempo de retenção de sólidos ou idade de lodo

Estudos mostraram que o tempo de retenção de sólidos (TRS) não é um fator decisivo para a granulação aeróbia. No entanto, se trata de um parâmetro que influencia na estabilidade dos grânulos, visto que as bactérias formadoras de floco têm crescimento lento (ROLLEMBERG *et al.*, 2018). Pode-se relacionar que esse parâmetro está inversamente correlacionado com a taxa de crescimento microbiano, ou seja, maiores TRS levam a uma baixa taxa de crescimento específico (LIU, Y.; LIU, 2006).

LI, Y.; LIU; XU (2008) buscaram mostrar os efeitos da adoção de diferentes idades de lodo no processo de granulação sem a utilização de pressões de seleção conhecidas. Para isso adotou-se um TRS no intervalo de 3 a 40 dias. Essa variação não foi capaz de alterar significativamente a hidrofobicidade da superfície celular do lodo de inóculo, assim como apresentou um baixo impacto sobre as comunidades microbianas formadas, o que levou a uma granulação aeróbia malsucedida.

LIN (2003) obteve grânulos bastante estáveis, sendo pequenos e sem a camada exterior fofa com uma idade de lodo de 10 dias. No entanto, quando a idade de lodo chegou a 70 dias, os grânulos apresentaram mudança de estrutura, se tornando mais filamentosos, o que levou a um *washout* do sistema. O estudo também demonstrou instabilidade dos reatores com longos períodos de operação.

Para manutenção das condições adequadas, a idade de lodo deve ser cuidadosamente gerenciada, para permanecer em um intervalo aceitável para as bactérias formadoras de floco (LIU, Y.; LIU, 2006). O método mais utilizado para controle da idade de lodo no reator, e em decorrência evitar instabilidades no sistema, é o controle do excesso do lodo gerado (ZHU; DAI; *et al.*, 2013).

### 3.4.9. Configuração do reator

As condições de operação de RBS parecem ser capazes de desencadear a formação de uma estrutura compacta que origina o grânulo, podendo ser associado às peculiaridades operacionais do reator.

O ciclo de um RBS é composto pela alimentação com esgoto bruto, seguido por um período anaeróbio, posteriormente uma fase aeróbia e por fim o descarte do efluente tratado. Essa intermitência entre estado aeróbio e anóxico/anaeróbio permite a seleção de organismos desejáveis para a formação de grânulos (DE KREUK; VAN LOOSDRECHT, 2004). Outros

parâmetros como o fluxo ascendente em reatores com alta relação H/D pode provocar um maior estresse hidráulico aos grânulos, o que melhora as suas propriedades (LIU, Y.; TAY, 2002).

### 3.5 Descarte de Lodo

Mesmo com a investigação de todos os fatores que podem influenciar na granulação, ainda não se sabe ao certo todos os mecanismos determinantes para a formação dos grânulos. Considera-se que altas taxas de aeração e baixos tempos de sedimentação, que são geralmente adotados para a remoção do lodo com aspecto mais flocular, fornecem as condições necessárias para que ocorra o início do processo de granulação (ADAV, SUNIL S. *et al.*, 2008; LIU, Y.; TAY, 2004).

Esse processo é conhecido como *washout*, sendo comum na fase inicial de operação do RBS. Supõe-se que essa operação cria uma pressão de seleção que leva a formação do grânulo, devido ao arraste de parte da biomassa no descarte ao final da batelada, removendo principalmente os organismos filamentosos de baixa sedimentação que se desenvolveram ou que são provenientes do inóculo e permanecendo apenas aqueles com boas propriedades (LIU, Y.; TAY, 2004; MORGENROTH *et al.*, 1997).

Entretanto SHENG *et al.* (2010) mostraram que essa perda de biomassa inicial não é um fator essencial para o início da granulação, já que foi possível formar grânulos aeróbios a partir de dois tipos inóculo, pequenos flocos filamentosos e grandes flocos densos, obtidos do lodo ativado através da separação por sedimentação. A operação chave para a ocorrência desse processo foi o descarte seletivo de 10% da biomassa que apresentava menor sedimentabilidade.

A operacionalização do descarte de lodo tem como objetivo remover seletivamente o lodo de sedimentação lenta da mistura, e adicionalmente, controlar o tempo de retenção celular no reator. A quantidade de lodo a ser removida por descarte pode ser determinada tomando como parâmetro a manutenção de uma idade de lodo desejada (BASSIN *et al.*, 2012; WINKLER *et al.*, 2011), pela relação alimento/microrganismo (WU *et al.*, 2018) ou determinando uma taxa de descarte do lodo de baixa sedimentabilidade (SHENG *et al.*, 2010; ZHU; YU; *et al.*, 2013).

Estudos recentes mostram que a utilização dessa estratégia de operação tem como vantagens um rápido *start-up* do sistema (LI, A. J.; LI, 2009), formação de uma biomassa estável (LIU, L.; GAO; LIANG, 2012), melhoria da sedimentação (ZHU; DAI; *et al.*, 2013) e a maior eficiência na remoção de nutrientes (WINKLER *et al.*, 2011). Assim, o descarte de lodo

se apresenta como uma alternativa de operacionalização para auxiliar o cultivo de grânulos aeróbios em RBS.

O controle de lodo no reator pode ser combinado com outras pressões seletivas para que se obtenha uma operação estável. Estudos mostram que um regime anaeróbio/aeróbio/anóxico (A/O/A), efluentes com baixa concentração e baixa força de cisalhamento hidrodinâmico podem ser utilizadas para controle do diâmetro dos grânulos aeróbios (ZHANG, C.; ZHANG; YANG, 2015).

LI, A. J.; LI (2009) estudaram duas metodologias, descarte seletivo e descarte não seletivo a partir do meio do reator. Na primeira, o lodo era removido após alguns minutos do início da fase de sedimentação, objetivando remover mais flocos de lodo de sedimentação lenta. Na segunda metodologia o lodo era descartado a partir do licor misto durante a fase de aeração. Portanto, o lodo removido consistia no mesmo que permanecia no sistema. Como resultado, o reator no qual a primeira metodologia foi aplicada, atingiu o processo de granulação completa, entretanto, no segundo caso, não foram obtidos grânulos aeróbios.

O descarte dos flocos menores e que possuem uma pior sedimentação retira a concorrência pelo substrato do licor misto, visto que esses organismos possuem vantagens no processo de absorção. A sua remoção traz benefícios à granulação ao tornar os nutrientes mais disponíveis para o crescimento rápido e dominância de grânulos mais densos (LI, A. J.; LI, 2009; SHENG *et al.*, 2010).

KISHIDA *et al.* (2009) avaliaram a mudança do método de descarte ao alterarem a altura na qual o lodo em excesso era retirado. Inicialmente a remoção era realizada no meio do reator, sendo que a partir do dia 184 o método foi alterado para remover apenas partículas de baixa sedimentação presentes na parte superior do lodo sedimentado, independente da sua posição no reator. A remoção simultânea de nitrogênio e fósforo foi realizada, apesar das altas concentrações no afluente.

Outras pesquisas buscaram entender essa melhoria nas eficiências de remoção de nutrientes. WINKLER *et al.* (2011) estudaram os efeitos do descarte controlado nos parâmetros da granulação. Para isso, foi removido o lodo localizado na parte superior do RBS e como resultado o reator atingiu uma eficiência 100% na remoção de P.

Resultados semelhantes foram obtidos por BASSIN *et al.* (2012) utilizando outra metodologia, que consistia na remoção de 80% da biomassa a partir da manta do lodo e o restante era removido do leito do lodo, obtendo remoção estável de fósforo acima de 90%. A melhoria na remoção de fósforo ocorreu devido à localização escolhida para descarte, que pode ser explicada devido a segregação que existe na coluna de lodo. Na parte superior, os

organismos acumuladores de glicogênio são dominantes, enquanto no fundo os organismos acumuladores de poli fosfato dominam. Ao remover o lodo mais superior, retira-se uma maior concentração de GAO, o que favorece o desenvolvimento das PAOs (BASSIN *et al.*, 2012).

No entanto, quando o descarte é realizado apenas pela parte central do reator pode gerar instabilidade e desintegração do lodo, sendo uma das causas a formação de grânulos grandes, que podem sofrer com limitações na transferência de massa e ter a presença de microrganismos anaeróbios no seu núcleo (LIU, L.; GAO; LIANG, 2012).

O descarte de lodo também pode ser utilizado para melhorar a remoção de nitrogênio das águas residuárias. A remoção de lodo para manutenção do tempo de retenção celular em 30 dias causa o *washout* de NOB que favorecem o processo de PNA. Porém, tempos de retenção celular menores que 20 dias causam o *washout* de AOBs e Anammox, além das NOBs, prejudicando o processo de remoção de N (LI, JIALIN *et al.*, 2019). As NOBs também se acumulam preferencialmente em grânulos menores, permitindo novamente que a aplicação do descarte de lodo para controle dessas bactérias (VOLCKE *et al.*, 2012).

MOURA *et al.* (2018) perceberam que ao parar o descarte de lodo para controle do TRS depois de 170 dias de operação, a biomassa presente no reator começou a ser perdida com efluente, o que levou ao surgimento de grânulos maiores cobertos por filamentos.

A remoção de lodo com TRS maiores favorecem o desenvolvimento dos grânulos menores e densos, porém, a estrutura gradualmente se torna mais solta, o que mostra que a presença de maiores SRT levam a uma operação mais estável do sistema, podendo ser considerado que a remoção do lodo mais jovem é o mais recomendado (ZHU; DAI; *et al.*, 2013). Entretanto, também é afirmado que os grânulos aeróbios mais velhos ameaçam a estabilidade a longo prazo do processo de lodo granular aeróbio (ZHU; YU; *et al.*, 2013).

Todos esses resultados indicam que o descarte controlado do lodo, principalmente o de sedimentação lenta, é um fator crucial para ocorrência da granulação aeróbia no SBR (LI, A. J.; LI, 2009; SHENG *et al.*, 2010), visto que pode ser utilizado para melhorar a estabilidade do reator através do controle da idade de lodo. No entanto, pode-se ver que não há um parâmetro operacional específico do modo de descarte de lodo para o processo de granulação aeróbia. Além disso, o mecanismo de descarte de lodo para a formação de LGA ainda não está claro.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

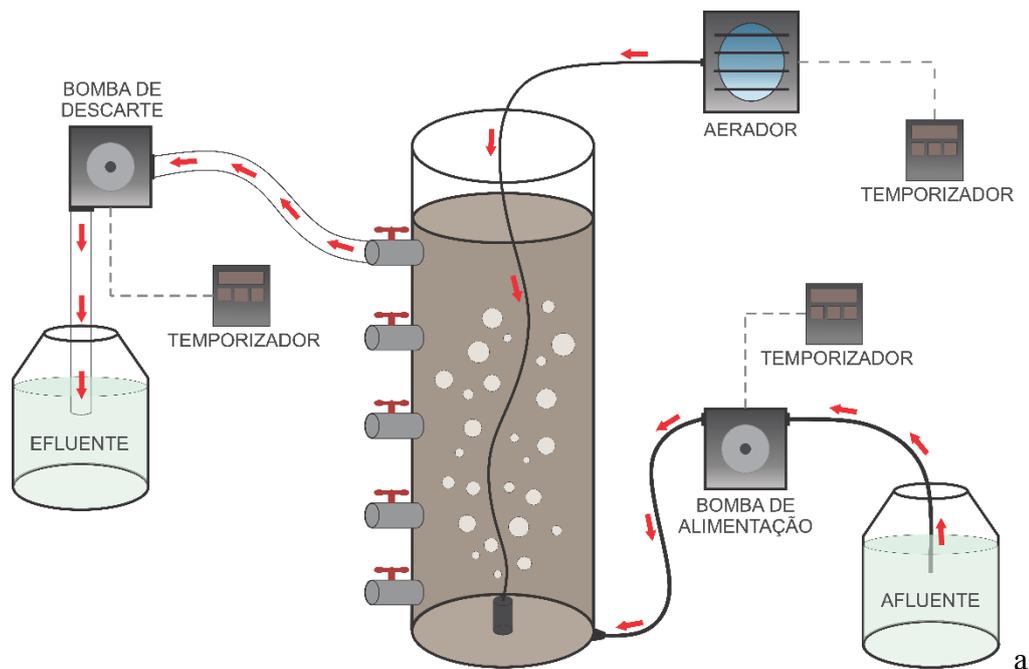
### 4.1. Configuração do sistema

A pesquisa foi desenvolvida em sistemas experimentais montados no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN), localizado no Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental (DEHA) da Universidade Federal do Ceará (UFC).

Para o cultivo do lodo granular aeróbio (LGA) foram utilizados três reatores batelada sequenciais (RBS) confeccionados em acrílico com 100 mm de diâmetro, 1 m de altura, relação altura diâmetro (H/D) 10 e 7,2 L de volume útil (Figura 5). O tempo de detenção hidráulica (TDH) foi de 12 h com uma taxa de troca de volumétrica de 50% e velocidade ascensional de ar aplicada de  $2,0 \text{ cm.s}^{-1}$ . Na fase aeróbia, um compressor de ar (*modelo de bomba de ar Yuting ACO-003*) foi usado com uma taxa de aeração de  $10,0 \text{ L.min}^{-1}$  e uma velocidade superficial de gás de  $1,0 \text{ cm.s}^{-1}$ .

O afluente foi armazenado em uma bombona plástica de 50 L refrigerada ( $\pm 4^\circ\text{C}$ ) para evitar a degradação microbiana. O reator foi alimentado utilizando uma bomba de pulso (BL7-2 – Bomba Dosadora Black Stone), proporcionando uma vazão de  $0,17 \text{ L.s}^{-1}$  e velocidade ascensional do líquido de  $1 \text{ m.h}^{-1}$ . Todo o experimento ocorreu à temperatura ambiente de  $28 \pm 2^\circ\text{C}$ .

Figura 5 – Esquema do sistema RBS-LGA experimental.



Fonte: Autor (2019).

## 4.2. Inóculo

O RBS foi inoculado com lodo granular previamente cultivado tendo acetato como fonte de carbono. Aproximadamente 2,0 L de biomassa de LGA foram introduzidos nos reatores, com uma concentração inicial de sólidos suspensos voláteis (SSV) de aproximadamente 2.000 mg.L<sup>-1</sup> e IVL<sub>30</sub> de 60 mL.g<sup>-1</sup> durante o *start-up*.

## 4.3. Afluente Sintético

A solução de alimentação foi preparada utilizando água potável, fonte de carbono, meio basal e tampão. A fonte de carbono utilizada no experimento foi acetato (GLACIAL, 99%) a qual era adicionada na solução basal composta por macro (Tabela 1) e micronutrientes (Tabela 2). O efluente sintético usado era composto por ≈500 mg/L DQO de fonte de carbono, ≈50 mg/L de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (fornecido como cloreto de amônio, NH<sub>4</sub>Cl) como fonte de nitrogênio, ≈10 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (fornecido como fosfato de potássio monobásico, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>). As concentrações de C, N e P no afluente foram utilizadas para simular os valores encontrados nos efluentes domésticos. A fim de manter o pH neutro a solução de alimentação foi tamponada com bicarbonato de sódio (NaHCO<sub>3</sub>) na proporção de 2,5 g de NaHCO<sub>3</sub> para cada litro de afluente sintético. Os reagentes foram utilizados sem purificação adicional.

Tabela 1 – Solução de macronutriente (7,5 mL de solução/L de alimentação)

Nutriente	Concentração (g/L)
NH <sub>4</sub> Cl	30
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	6,18
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	10
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	1

Fonte: Dos Santos (2005).

Tabela 2 – Solução de micronutriente – elementos traços (1 mL de solução/L de alimentação).

Nutriente	Concentração (mg/L)
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	50
FeCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	2000
ZnCl <sub>2</sub>	50
MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	500
CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	38
(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> .4H <sub>2</sub> O	50
AlCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	90

CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	2000
NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	92
NaSeO <sub>3</sub> .5H <sub>2</sub> O	162
EDTA	1000

Fonte: Dos Santos (2005).

#### 4.4. Ciclo de Operação

Os três reatores utilizados no experimento foram operados com parâmetros de ciclo iguais. Cada ciclo de operação foi convencionalmente estabelecido em 6 h, dividido em 3 fases: alimentação-descarte, período anaeróbio/anóxico seguido de período aeróbio e tempo de sedimentação. O descarte do afluente tratado ocorreu a partir da saída superior do reator, simultaneamente à alimentação. As características de operação do ciclo do sistema são descritas na .

Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros operacionais dos reatores LGA utilizados.

Tempo de operação (dias)	53
TDH (h)	12
Troca volumétrica (%)	50
Tempo de alimentação	45 min
Período anaeróbio/anóxico (min)	70 min
Período aeróbio (min)	240 min
Tempo de sedimentação (min)	5 min

Fonte: Autor (2019).

#### 4.5. Métodos analíticos

As análises de demanda química de oxigênio (DQO), amônia, nitrito, nitrato, ortofosfato e sólidos eram realizadas três vezes por semana conforme metodologia do Standard Methods (APHA, 2005). As análises de sólidos e IVL do licor misto eram realizadas uma vez por semana e granulometria no final de cada etapa. Na Tabela 4 estão especificações dos métodos analíticos adotados para o monitoramento do sistema.

Tabela 4 – Métodos adotados para o monitoramento do sistema.

Parâmetro	Método
DQO	5220-C <sup>a</sup>
pH	4500-H <sup>+</sup> -B <sup>a</sup>

Amônia	4500-NH <sub>3</sub> -C <sup>a</sup>
Nitrito	4110-B <sup>a</sup>
Nitrato	4110-B <sup>a</sup>
Ortofosfato	4110-B <sup>a</sup>
Fósforo total	4500-P-E <sup>a</sup>
IVL <sub>10</sub>	2710-D <sup>a</sup>
IVL <sub>30</sub>	2710-D <sup>a</sup>
Sólidos totais	2540-B <sup>a</sup>
Sólidos suspensos	2540-D <sup>a</sup>
OD	YSI 5000 m
Granulometria	Xavier (2017) modificado

Fonte: Autor (2019). Nota: a: método descrito em (APHA, 2005).

A análise de granulometria foi realizada utilizando três peneiras com abertura de 0,2 mm (ABNT #70), 0,6, mm (ABNT #30) e 1,0 mm (ABNT #18). A porcentagem de grânulos maiores que a abertura da peneira foi calculada pela relação entre a massa de grânulos que passou pela peneira e a massa total da amostra.

Para o cálculo das eficiências de remoção de DQO e fósforo, foi utilizada a Equação . Para o cálculo dos valores relativos ao balanço de nitrogênio (remoção de nitrogênio, eficiência de nitrificação, eficiência de desnitrificação e frações de nitrogênio), foi utilizada a metodologia conforme (WAGNER, 2015).

$$E = \frac{C_{\text{afluente}} - C_{\text{efluente}}}{C_{\text{afluente}}} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

E = Eficiência de Remoção (%)

C<sub>afluente</sub> = Concentração no afluente (mg/L)

C<sub>efluente</sub> = Concentração no efluente (mg/L)

#### 4.7. Descarte de lodo

Foram testadas 3 (três) metodologias para o descarte de lodo.

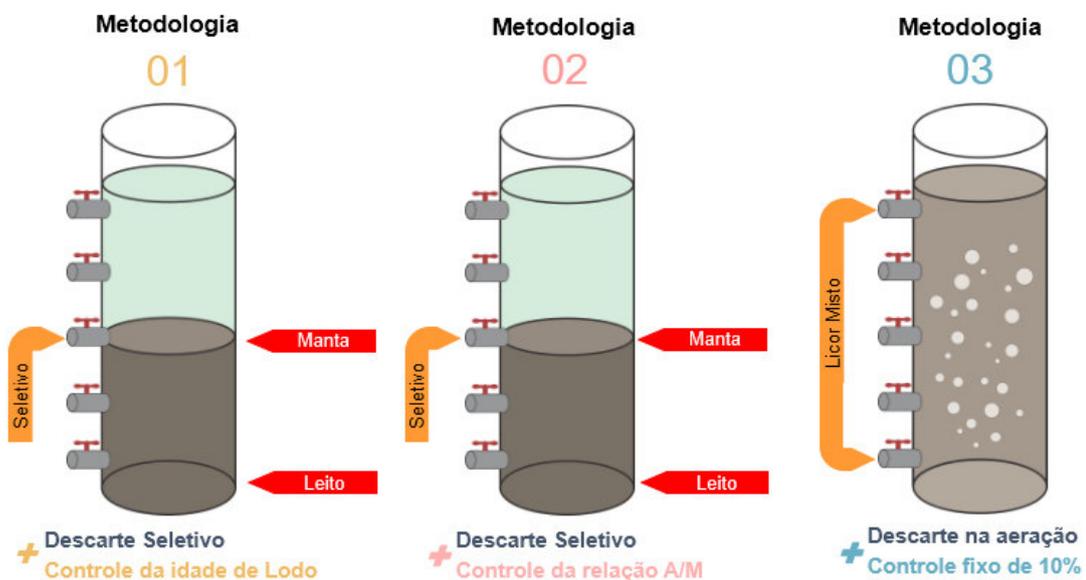
**Metodologia 1:** Foi controlada a idade de lodo entre 10 e 20 dias. Inicialmente era feito o descarte seletivo (2x semana) e este era complementado com o descarte de fundo em 2 diferentes alturas (leito de lodo e manta de lodo) em iguais proporções;

**Metodologia 2:** Foi controlado a relação A/M (0,2 – 0,4 gDQO/gSS) através do descarte seletivo (2x semana) complementado com o descarte de fundo em 2 diferentes alturas (leito de lodo e manta de lodo) em iguais proporções;

**Metodologia 3:** Foi descartado 10% do lodo (semanalmente) de fundo em 2 diferentes alturas (leito de lodo e manta de lodo) em iguais proporções no período aeróbio.

No descarte de lodo seletivo, o lodo era removido do sistema a partir da saída intermediária do reator (localizada aproximadamente no meio). O descarte era realizado 5 minutos após o fim da aeração. A partir da amostra de lodo descartada era realizada a análise de sólidos totais, fixos e voláteis, aplicando a mesma metodologia utilizada no licor misto.

Figura 6 – Representação das metodologias de descarte.



Fonte: Autor (2019).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

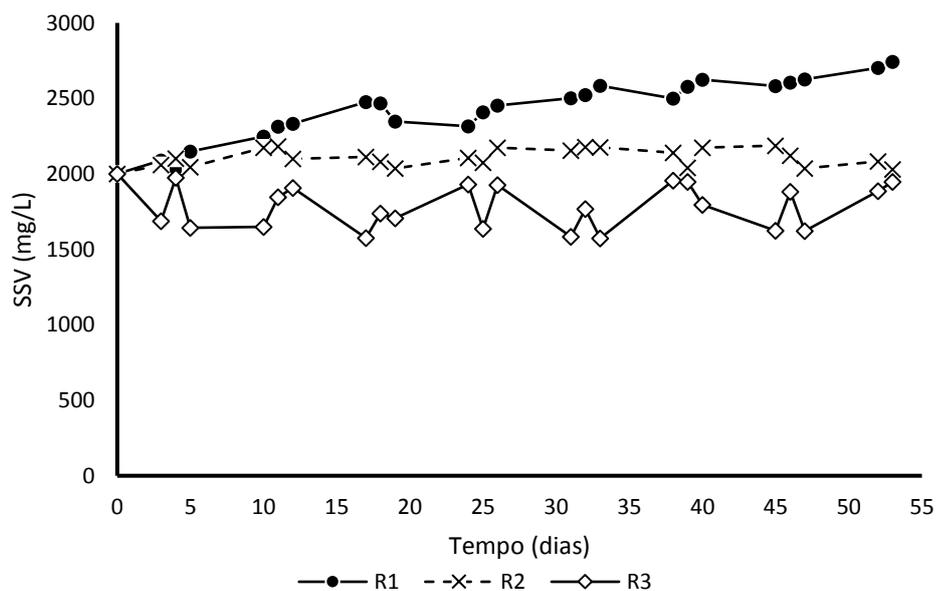
### 5.1. Inoculação e estabilização dos grânulos aeróbios

O descarte controlado de lodo, quando aplicado no sistema, é um fator chave para se obter um processo de granulação rápido, além de favorecer o crescimento de uma microbiota desejável para a realização dos processos de remoção biológica de nutrientes. Diversas metodologias já foram aplicadas e obtiveram resultados promissores (BASSIN *et al.*, 2012; LI, A. J.; LI, 2009; ZHANG, Z. *et al.*, 2019; ZHU; YU; *et al.*, 2013),

Nesse estudo, lodo granular previamente cultivado foi utilizado como inóculo para *start-up* do sistema. O descarte de lodo foi aplicado nos três sistemas logo nos primeiros ciclos de operação do reator após a inoculação. Conforme citado, o objetivo principal do trabalho não foi avaliar o processo de formação dos grânulos e sim entender o impacto dos diferentes tipos de descartes.

Os grânulos utilizados como inóculo possuíam boas características de sedimentação, com relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  na ordem de 0,98 e velocidade de sedimentação acima de 20 m/h, com diâmetro dos grânulos próximo a 1,0 mm. A concentração inicial de SSV (sólidos suspensos voláteis) em ambos os reatores foi de aproximadamente 2000 mg/L, no entanto observou-se diferentes comportamentos ao longo do experimento, conforme mostrado na Figura 6.

Figura 7 – Concentração de SSV nos reatores durante o período de operação.



Fonte: Autor (2019).

O R1 apresentou sucessivos aumentos na concentração de SSV no reator. Nesse sistema observou-se que o descarte seletivo de lodo combinado com o controle da idade de lodo possibilita um incremento da biomassa no reator, favorecendo o desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento e os processos biológicos que devem ser desenvolvidos. ZHANG *et al.* (2019) mostraram que o cultivo com TRS de 6 dias permite reter cerca de 4,0 gSS/L, e quando esse cultivo é realizado com 12 dias a concentração sobe para cerca de 6 gSS/L, demonstrando sua eficiência como estratégia para um controle efetivo da concentração de sólidos no reator.

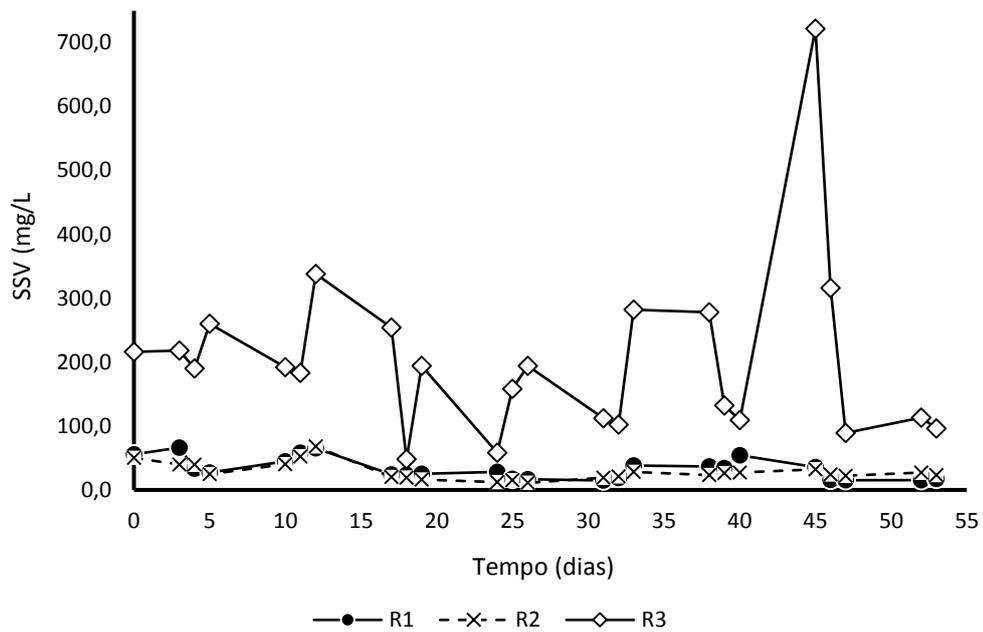
Para o R2 observa-se uma constância nas concentrações, se mantendo sempre próximo ao valor inicial de 2.000 mg/L. Esse comportamento demonstra que a metodologia aplicada é eficiente na manutenção dos grânulos presente no sistema, porém não apresenta aumento significativo da biomassa no reator. Esse fato também se deve à relação A/M adotada. Um comportamento similar foi obtido por WU *et al.* (2018), que ao manterem a relação A/M próxima a 0,4 gDQO/gSS d obtiveram valores próximos a 4 gSS/L durante toda a operação.

Por outro lado, o R3 apresentou instabilidade nos sólidos do reator durante toda operação, sendo observadas sucessivas quedas na concentração de biomassa seguido por uma breve recuperação. O sistema teve dificuldade em reter material no interior do reator, que decorreu em vários *washouts* durante todo período analisado.

A aplicação de diferentes metodologias de descarte de lodo conduziu os sistemas a terem diferentes comportamentos na perda de sólidos no efluente. No período que decorreu a inoculação dos sistemas foi observado uma instabilidade nos reatores, apresentando maiores concentrações de SSV no efluente tratado, como pode ser visto na Figura 7.

Em uma comparação geral, os reatores 1 e 2 apresentaram uma menor perda de biomassa no início da operação do sistema, onde ambos apresentaram cerca de 55 mgSSV/L no efluente gerado, o que pode indicar que os organismos selecionados a partir das duas metodologias de descarte de lodo favoreceram a manutenção dos grânulos previamente formados, com controle e diminuição de organismos filamentosos que poderiam porventura levar a uma deterioração das propriedades de sedimentação. A ocorrência de estabilidade dos reatores R1 e R2 ocorreu após 12 dias de operação, após a qual foi observado uma melhoria nas propriedades de sedimentação e uma redução na perda de SSV.

Figura 8 – Concentração de SSV no efluente durante o período de operação.



Fonte: Autor (2019).

Deve-se destacar que o reator no qual foi aplicada a terceira metodologia apresentou perdas de sólidos em concentrações mais elevadas do que os outros 2 reatores, com concentração de SSV inicial de 216 mg/L, que se elevou até a terceira semana, atingindo o valor de 338 mg/L. A ocorrência desse *washout* demonstra que os grânulos tiveram dificuldades de adaptação sob as novas condições de pressão de seleção, levando a biomassa do sistema a uma deterioração da estrutura que sucedeu em um processo de desintegração dos grânulos. O reator apresentou uma melhora aparente no 18º dia de operação, porém foi imediatamente seguido por um aumento de SSV efluente. Uma comparação entre as propriedades dos reatores na fase inicial está presente na Tabela 5.

Tabela 5 – Acompanhamento das propriedades dos grânulos formados nos reatores LGA operados com diferentes estratégias de remoção de lodo excedente.

	Inóculo	R1	R2	R3
SSV	2.000 mg/L	2.425 mg/L	2.106 mg/L	1.783 mg/L
IVL <sub>30</sub>	60,0 mL/g	52,1 mL/g	59,6 mL/g	68,3 mL/g

Fonte: Autor (2019).

Com a estabilização dos sistemas observou-se uma menor variação no comportamento dos sólidos efluentes. No reator que teve como parâmetro de descarte a idade

do lodo foram observadas baixas concentrações de sólidos no efluente, e houve favorecimento da remoção de microrganismos filamentosos.

O segundo reator (R2), o qual teve descarte baseado na relação A/M, também apresentou bons resultados, assim como o R1. Tais resultados mostram que grânulos aeróbio cultivados em regimes de A/M próximos a 0,4 gCOD/gSS.d conseguem desenvolver biomassa estável, sem a ocorrência de desintegração ou perda elevada de sólidos, como já foi relatado em outros trabalhos (JAFARI KANG; YUAN, 2017; WU *et al.*, 2018).

Para o reator R3, verificou-se a presença constante de microrganismos filamentosos levando a uma degradação das propriedades do sistema, motivo pelo qual houveram sucessivas verificações de altas concentrações de sólidos no efluente tratado.

A ocorrência de altas perdas de biomassa em reatores LGA também foi observada em outros trabalhos que adotaram um valor fixo para o descarte controlado de lodo. LI; LI, (2009) utilizavam de um descarte diário de 10% para o controle da biomassa do sistema e obtiveram valores de sólidos suspensos no efluente próximos a 50 mg/L. Como no presente trabalho foi realizado um descarte semanal na fase aeróbia, sem uma seleção rigorosa de quais organismos eram retirados, pode ser o motivo que levou a deterioração da propriedade de sedimentação dos grânulos.

Quando se analisa os valores obtidos observa-se uma semelhança nos resultados apresentados para os reatores 1 e 2, como pode ser visto na Figura 7. Durante todos 53 dias de operação, baixas concentrações de sólidos eram verificadas no efluente gerado, sendo obtidos valores de SSV médios na ordem de 33 mg/L e 28 mg/L, respectivamente. Desta forma, verifica-se que essas duas metodologias foram eficientes em manter a estrutura do grânulo coesa e sem a ocorrência de desintegração, levando a uma maior retenção de biomassa no interior do reator e evitar *washout* no sistema. Por outro lado, o reator 3 não apresentou operação estável durante o período estudado, demonstrando que a realização de descarte fixo semanal durante a aeração não é favorável para manutenção dos grânulos e retenção de biomassa no reator.

## **5.2. Caracterização da biomassa estabilizada no reator**

Os grânulos formados em cada reator apresentaram diferentes características. No tocante ao diâmetro médio, foram obtidos valores de 1,5, 1,1 e 0,7 mm para os reatores R1, R2 e R3, respectivamente.

Adicionalmente, a biomassa formada nos três reatores apresentou boa sedimentabilidade, ocorrendo no R1 um lodo mais denso e com maior velocidade de sedimentação, 39,1 m/h, semelhante ao encontrado no R2, que possuía velocidade um pouco inferior, na ordem de 30,4 m/h. O R3 apresentou os piores resultados entre os reatores analisados, não sedimentando tão rápido e com IVL<sub>30</sub> maior, apesar de possuir menos lodo no reator, sendo decorrente dos problemas na estrutura do grânulo.

Como foi observado menos *washout* nos reatores 1 e 2, os valores de sólidos presente nesses sistemas foram naturalmente maiores do que o R3, que em toda a operação apresentou altos valores de perda de sólidos, reafirmando que a utilização das duas primeiras metodologias tem uma maior efetividade de reter a biomassa desejável para o cultivo de grânulos estáveis.

A maior presença de SSV nesse reator se relaciona com o tamanho dos grânulos formados. No R2 praticamente 70% da LGA formado possuía diâmetro maior que 1 mm, enquanto no R1 esse valor caía para 61,5%, já o terceiro reator apresentou os menores grânulos, onde cerca da metade da biomassa atingiu diâmetro superior a 1 mm. O detalhamento das características dos grânulos formados está apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 – Características dos grânulos formados nos reatores LGA operados com diferentes estratégias de remoção de lodo excedente.

	R1	R2	R3
SSV (mg/L)	2425	2107	1783
IVL <sub>30</sub> (mL/g)	52,1	59,6	68,3
Velocidade de Sedimentação (m/h)	39,1	30,4	19,7
Diâmetro médio (mm)	1,5	1,1	0,7
% > 0,2 mm	83,6±18,3	87,5±22,6	74,1±36,9
% > 1,0 mm	61,5±24,5	69,2±28,1	50,1±34,1

Fonte: Autor (2019).

### 5.3. Performance dos reatores

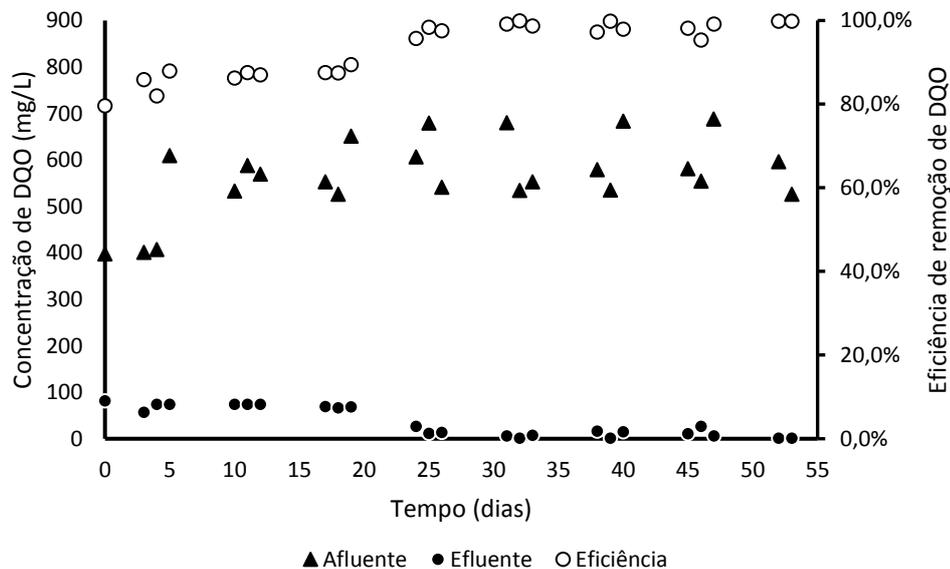
No início da operação os reatores foram inoculados com o mesmo lodo granular que apresentava a concentração 2000 mg/L e alimentados com a mesma DQO, porém nesse início já podia ser observada uma diferenciação nas eficiências de remoção dos reatores, sendo obtidos valores de 79,5%, 69,8 e 76,3%, para os reatores R1, R2 e R3, respectivamente.

Independente da estratégia de descarte de lodo adotada houve redução da eficiência de remoção de DQO, já que antes do início do experimento era observada uma remoção média de 91,9%.

Estima-se que a redução na eficiência foi causada pela perda dos microrganismos removidos do sistema através do descarte de lodo e do *washout* inicial que alterou a relação A/M, diminuindo a concentração microbiana capaz de degradar compostos orgânicos. Com o aumento da biomassa presente nos sistemas, rapidamente foi verificado um acréscimo nas eficiências de remoção de DQO dos reatores, passando para em média 93,2% no R1, 90,1% no R2 e 88,4% no R3, em cada ciclo de operação.

Para o reator no qual foi aplicado o descarte seletivo juntamente com controle de idade de lodo foi observada a melhor estabilidade nas remoções de DQO entre os sistemas, onde a partir do 25º dia até o fim da operação as eficiências se encontravam próximas a 100%. Assim, a referida estratégia teve sucesso ao selecionar a biomassa desejável para o processo de degradação de matéria orgânica, elevando a capacidade de remoção dos grânulos de inóculo. A evolução da remoção de DQO do sistema pode ser visto na Figura 8.

Figura 9 – Remoção e eficiência de DQO obtidos ao utilizar a Metodologia 1.



Fonte: Autor (2019).

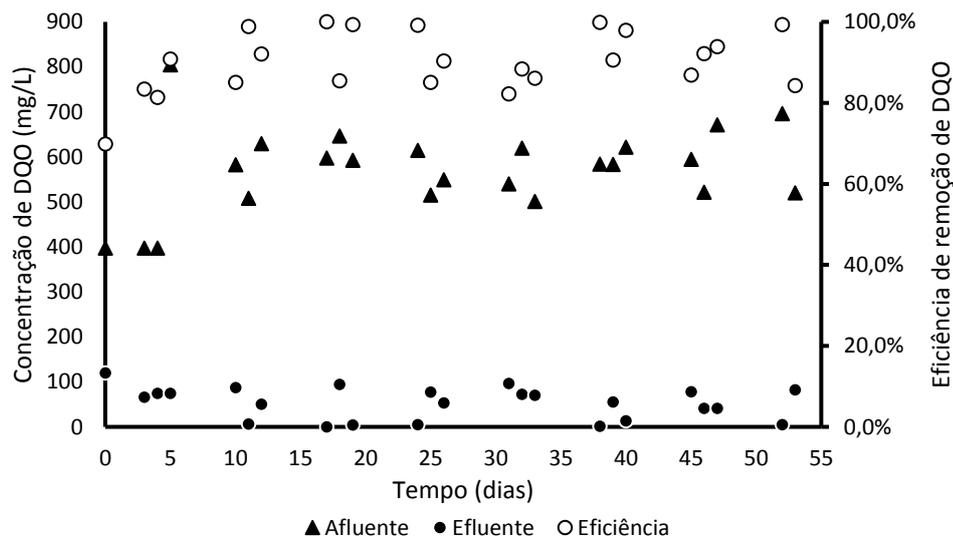
No segundo reator, onde o descarte complementar foi determinado com base na relação A/M, ocorreu um aumento na capacidade de remoção de DQO do sistema após o estágio de estabilização inicial, porém essa melhoria foi seguida por diversas oscilações na eficiência, com ponto mais baixo no 31º dia, onde atingiu o valor de 82,2%. Apesar dessas variações, a

aplicação dessa metodologia no reator apresentou remoções elevadas em vários dias de operação, atingindo uma eficiência média de 91,8% após a estabilização do reator.

Os resultados de remoção de DQO se assemelham ao que foi encontrado na literatura. WU *et al.* (2018) afirmam que o reator operado em condições similares conseguiu atingir eficiências próximas a 100% na remoção de DQO durante a operação do sistema.

Como pode ser visto na Tabela 5.2 cerca de 70% dos grânulos formados no reator 2 apresentaram diâmetro maior que 1,0 mm. Grânulos com maiores diâmetros tendem a ter problemas com difusão de nutrientes para o interior do grânulo, podendo ser considerado como o aspecto que influenciou na oscilação das eficiências de remoção no reator. LI, A. J.; LI; YU (2011) mostraram essa diferenciação de eficiências em reatores cultivados com diferentes relações A/M. Nos reatores com relação mais baixa, foram formados grânulos menores e que apresentaram melhor remoção.

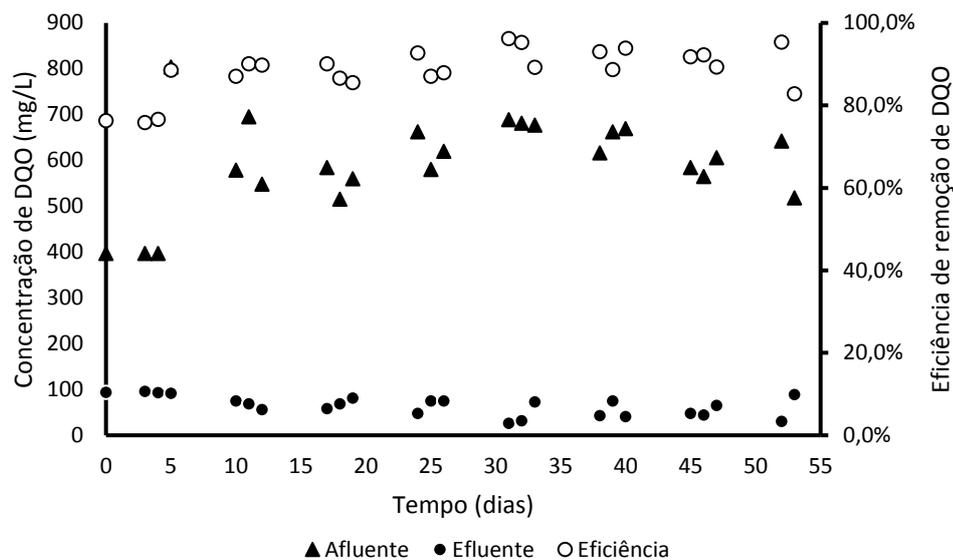
Figura 10 – Remoção e eficiência de DQO obtidos ao utilizar a Metodologia 2.



Fonte: Autor (2019).

O terceiro reator, no qual se fixou o descarte de lodo em 10%, teve um padrão nas eficiências de remoção de DQO semelhantes às verificadas no R2, mas apresentando oscilações menores no decorrer da operação (Figura 10). Percebe-se que a diminuição da capacidade do reator em degradar matéria orgânica segue um padrão semelhante ao de retenção de sólidos. Pouco antes do *washout* acontecer é possível observar o começo da queda na remoção, apresentando melhoria apenas após a diminuição da perda de sólidos. A realização do descarte na fase aeróbia pode ser atribuída à ocorrência dessa instabilidade nos sólidos e na obtenção de eficiências de remoção menores do que a dos outros reatores.

Figura 11 – Remoção e eficiência de DQO obtidos ao utilizar a Metodologia 3.



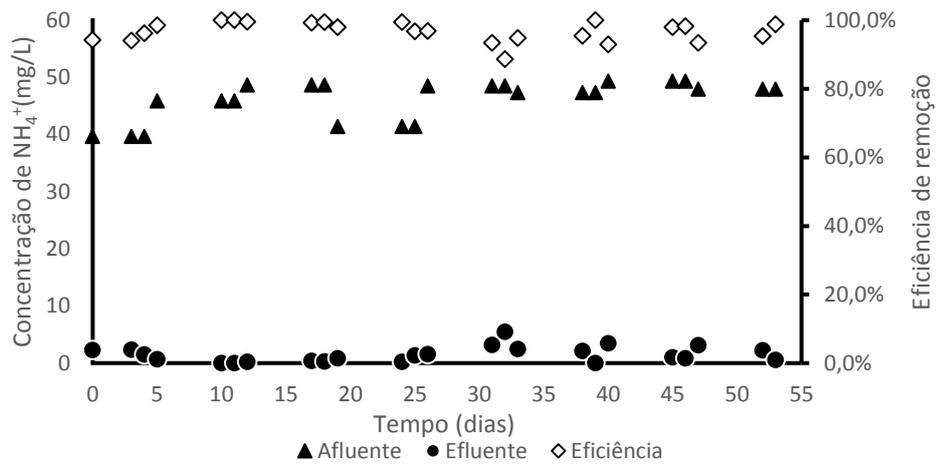
Fonte: Autor (2019).

A boas eficiências de remoção de DQO alcançadas para as diferentes estratégias de descarte de lodo investigadas demonstram a boa capacidade de adaptação do sistema sobre diferentes padrões de operação. Contudo, as propriedades do lodo gerado têm significativa importância na conversão e remoção da DQO e nitrogênio.

As remoções de DQO nos dois primeiros reatores estão relativamente próximas, demonstrando que o ambos desenvolveram ambientes favoráveis a essa via metabólica, no entanto o terceiro reator não teve uma estabilidade operacional, o que pode ter levado a remoções um pouco menores.

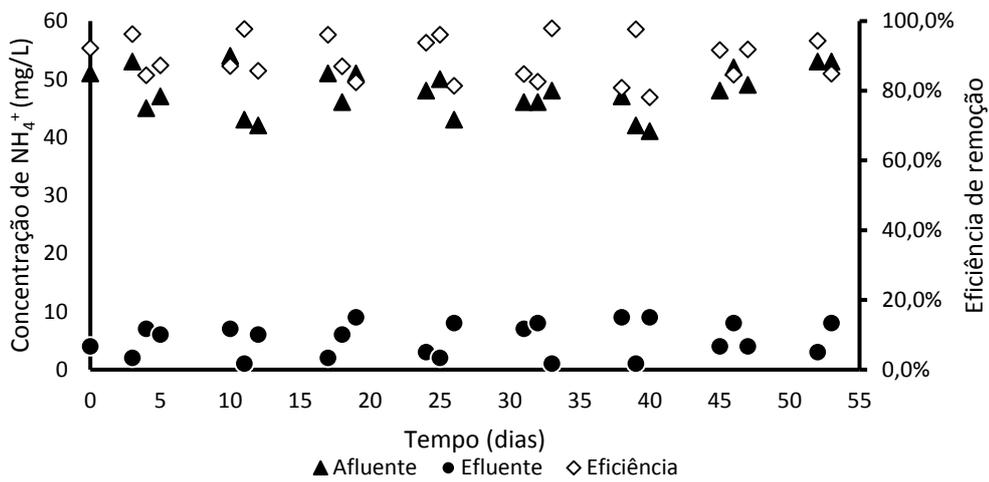
Quando se trata das eficiências de remoção de nitrogênio, claramente é observada uma diferença nos valores obtidos em cada reator, mostrando que a aplicação das diferentes metodologias teve impacto significativo na NDS. A maior remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  foi obtida no reator R1, enquanto os reatores R2 e R3 tiveram a média abaixo de 90% (Tabela 7). O mesmo foi observado com a remoção de nitrogênio total, com o R1 apresentando remoção de aproximadamente 85% enquanto o R2 e R3 tiveram valores inferiores, 74,6% e 72%, respectivamente (Tabela 7).

Figura 12 – Eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ao se utilizar a Metodologia 1.



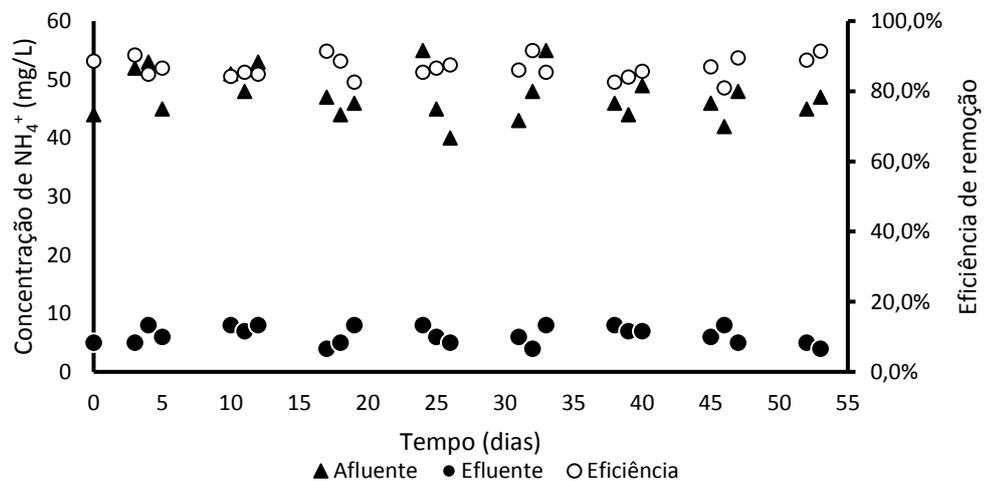
Fonte: Autor (2019).

Figura 13 – Eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ao se utilizar a Metodologia 2.



Fonte: Autor (2019).

Figura 14 – Eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ao se utilizar a Metodologia 3.



Fonte: Autor (2019).

Conforme apresentado por LI, J. *et al.* (2019), a manutenção da idade de lodo abaixo de 20 dias é recomendada para a remoção biológica de nitrogênio, o que foi confirmado nesse trabalho, conforme apresentado na Figura 11.

Assim como na DQO, o gradiente de oxigênio que existe dentro do grânulo gera um ambiente favorável para o desenvolvimento de uma variedade de microrganismos, que possuem diferentes funções metabólicas, incluindo nitrificação e desnitrificação (GAO *et al.*, 2011). Quanto maior o diâmetro do grânulo, maior será a profundidade dessas zonas. O ambiente anóxico gerado favorece os processos de remoção do nitrogênio, principalmente as etapas envolvendo os organismos desnitrificantes.

Como os grânulos formados nos reatores R1 e R2 possuem tamanho maior esperava-se que ambos apresentassem altas eficiências de remoção, porém, bons valores de NDS foram apenas observados no R1, como foi citado anteriormente.

O reator R2 apresentou boas remoções de  $\text{NH}_4^+$ , porém o mesmo não foi observado na etapa seguinte de desnitrificação. Estima-se que as baixas eficiências no processo de conversão do nitrogênio no R2 estejam relacionadas com problemas de difusão presente nos grânulos do reator, que dificultou o transporte de nutrientes entre as camadas, reduzindo assim as suas eficiências. A mesma redução na eficiência de remoção é notada no reator R3, possivelmente pelo menor tamanho dos grânulos desenvolvidos, que possuíam ambiente anóxico insuficiente para a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso.

Tabela 7 – Médias de remoção de nutrientes dos reatores LGA operados com diferentes estratégias de remoção de lodo excedente.

Reator	Concentrações (mg/L)			Eficiências de remoção (%)			
	DQO	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	DQO	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N <sub>Total</sub>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
R1							
Afluente	565	46	11,2	93,2	96,7	84,5	79,5
Efluente	35	2	2,3				
R2							
Afluente	570	48	9,7	90,1	89,0	74,6	60,8
Efluente	53	5	3,8				
R3							
Afluente	594	47	12,4	88,4	86,7	72,0	58,9
Efluente	64	6	5,1				

Fonte: Autor (2019).

A aplicação do descarte de lodo para controle de tempo de retenção de sólidos realiza uma seleção de quais organismos devem permanecer no reator. Estudos anteriores

mostram que a sistemas com altas idades de lodo apresentam problemas operacionais, incluindo a remoção de nutrientes. Esse controle, quando bem aplicado, consegue remover as PAOs que estão a mais tempo no reator e que provavelmente já estão saturadas de P, permitindo a obtenção de organismos com menor teor de fósforo e a renovação da microbiota. Além disso, a manutenção de uma baixa idade de lodo consegue promover uma vantagem competitiva das PAOs contra as bactérias filamentosas (LI *et al.*, 2016). Assim, possivelmente tal aspecto contribuiu para o reator R1 apresentar melhores eficiências de remoção de fósforo (Tabela 7).

BASSIN *et al.* (2012) constataram que ao manter a idade de lodo em torno de 30 dias, utilizando descarte controlado, ocorria remoção de fósforo próxima a 100%. As altas eficiências de remoção na supracitada investigação foram decorrentes do descarte de uma maior porção de lodo proveniente de uma região rica em GAOs, reduzindo a competição PAO-GAO, assim como o descarte de uma pequena quantidade de lodo rico em PAOs, que permitiu a obtenção de uma biomassa com menor teor de Poli-p. Como o SRT do R1 foi inferior a 30 dias, a remoção de fósforo não foi governada pelos mesmos mecanismos.

Por outro lado, as metodologias de descarte aplicadas nos reatores R2 e R3 não pareceram favorecer o desenvolvimento adequado das PAOs. Como no R3 parte do lodo de descarte era removido durante a fase aeróbia, não existia uma separação dos microrganismos, o que possivelmente propiciou um ambiente favorável para os GAOs, e subsequente impacto negativo na captura de fósforo do sistema.

As oscilações na remoção de DQO podem ter influenciado a baixa eficiência na remoção de fósforo nesses reatores. Para que as PAOs possam realizar o processo de conversão biológica de fósforo é necessário que a matéria orgânica tenha sido plenamente degradada durante a fase anaeróbia para que os seus AGV sejam consumidos posteriormente pelas PAOs.

## 6. CONCLUSÃO

Verificou-se que a utilização de descarte de lodo causa uma instabilidade inicial nos sistemas, aumentando a perda de sólidos e diminuindo a capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes, levando cerca de 12 dias para que o sistema alcançasse a estabilidade operacional.

A utilização do descarte seletivo juntamente com o controle da idade do lodo a partir do descarte complementar de biomassa de fundo possibilitou ao sistema uma operação estável durante todo o período do experimento, com a obtenção de boas eficiências de remoção de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e de fósforo, além de uma boa retenção de sólidos no reator.

O descarte de lodo com base na relação A/M também apresentou resultados promissores, com boa estabilidade operacional no que se refere a perda de sólidos no efluente e boas eficiências de remoção. Contudo, considerou-se uma estratégia menos efetiva do que a primeira metodologia. Também apresenta dificuldades operacionais, visto que os efluentes em estações de tratamento apresentam variações entre cada batelada, o que dificulta o controle preciso da relação A/M.

O descarte semanal fixo realizado durante a fase aeróbia não se mostrou uma boa metodologia para descarte de lodo, sendo obtidas as menores eficiências de remoção de DQO, nitrogênio e fósforo, e maior instabilidade operacional decorrente da maior perda de sólidos.

Assim, recomenda-se o descarte controlado de lodo com base na idade de lodo. No entanto, a aplicação do descarte com base na relação A/M não deve ser descartada, pois apresentou resultados promissores nesse trabalho, necessitando de uma investigação mais aprofundada em outras faixas de valores e desenvolvimento de estratégia para sua aplicação.

## REFERÊNCIAS

- ADAV, S. S.; LEE, D. J.; TAY, J. H. Activity and structure of stored aerobic granules. *Environmental Technology*, v. 28, n. 11, p. 1227–1235, 2007.
- ADAV, SUNIL S. *et al.* Aerobic granular sludge: Recent advances. *Biotechnology Advances*, v. 26, n. 5, p. 411–423, 2008.
- APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed. Washington, DC, EUA.: American Public Health Association, 2005.
- BASSIN, J. P. *et al.* Improved phosphate removal by selective sludge discharge in aerobic granular sludge reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 109, n. 8, p. 1919–1928, 2012.
- BENGTSSON, S. *et al.* A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies. *Environmental Technology (United Kingdom)*, v. 33, n. 10, p. 1–10, 2018.
- BEUN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. *Water Research*, v. 36, n. 3, p. 702–712, 2002.
- CARTA, F. *et al.* Simultaneous storage and degradation of PHB and glycogen in activated sludge cultures. *Water Research*, v. 35, n. 11, p. 2693–2701, 2001.
- CHEN, Y. *et al.* Structure and stability of aerobic granules cultivated under different shear force in sequencing batch reactors. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 76, n. 5, p. 1199–1208, 2007.
- CHUDOBA, J. Control of activated sludge filamentous bulking-VI. Formulation of basic principles. *Water Research*, v. 19, n. 8, p. 1017–1022, 1985.
- DANGCONG, P. *et al.* Aerobic granular sludge - a case report. *Science*, v. 33, n. 3, p. 890–893, 1999.
- 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, p. 75–81, 2007.
- DE KREUK, M. K.; PRONK, M.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. *Water Research*, v. 39, n. 18, p. 4476–4484, 2005.
- DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 11–12, p. 9–17, 2004.
- DE SOUSA ROLLEMBERG, S. L. *et al.* Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. *Bioresource Technology*, v. 270, n. August, p. 678–688, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>>.
- DEVLIN, T. R.; OLESZKIEWICZ, J. A. Cultivation of aerobic granular sludge in continuous flow under various selective pressure. *Bioresource Technology*, v. 253, p. 281–287, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.056>>.
- GAO, D. *et al.* Comparison of four enhancement strategies for aerobic granulation in sequencing batch reactors. *Journal of Hazardous Materials*, v. 186, n. 1, p. 320–327, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.006>>.
- GEE, C. S.; KIM, J. S. Nitrite accumulation followed by denitrification using sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 5–6, p. 47–55, 2004.
- GUIMARÃES, L. B. Caracterização Microbiológica Do Lodo Granular Na Remoção De Nutrientes E

Potencial Em Reatores Em Bateladas Sequenciais Microbiological Characterization of Granular Sludge for Nutrient Removal and Potential of Exopolymer Recovery From Effluents in Sequen. *Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - SC*, p. 261, 2017.

HE, S. BING; XUE, G.; WANG, B. ZHEN. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. *Journal of Hazardous Materials*, v. 168, n. 2–3, p. 704–710, 2009.

JAFARI KANG, A.; YUAN, Q. Long-term stability and nutrient removal efficiency of aerobic granules at low organic loads. *Bioresource Technology*, v. 234, p. 336–342, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.057>>.

JANGA, N. *et al.* Characteristics of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in the membrane bioreactor for water reuse. *Desalination*, v. 202, n. 1–3, p. 90–98, 2007.

JU, L.-K.; HUANG, L.; TRIVEDI, H. Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in Single-Tank Low-Dissolved-Oxygen Systems Under Cyclic Aeration. *Water Environment Research*, v. 79, n. 8, p. 912–920, 2007.

KISHIDA, N. *et al.* Simultaneous nitrogen and phosphorus removal from high-strength industrial wastewater using aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Engineering*, v. 135, n. 3, p. 153–158, 2009.

LI, A. J.; LI, X. Y. Selective sludge discharge as the determining factor in SBR aerobic granulation: Numerical modelling and experimental verification. *Water Research*, v. 43, n. 14, p. 3387–3396, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.05.004>>.

LI, A. J.; LI, X. Y.; YU, H. Q. Effect of the food-to-microorganism (F/M) ratio on the formation and size of aerobic sludge granules. *Process Biochemistry*, v. 46, n. 12, p. 2269–2276, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2011.09.007>>.

LI, A. JIE; ZHANG, T.; LI, X. YAN. Fate of aerobic bacterial granules with fungal contamination under different organic loading conditions. *Chemosphere*, v. 78, n. 5, p. 500–509, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.11.040>>.

LI, J. *et al.* Comparison of some characteristics of aerobic granules and sludge flocs from sequencing batch reactors. *Water Science and Technology*, v. 55, n. 8–9, p. 403–411, 2007.

LI, JIALIN *et al.* NOB suppression in partial nitritation-anammox (PNA) process by discharging aged flocs: Performance and microbial community dynamics. *Chemosphere*, v. 227, p. 26–33, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.023>>.

LI, Y.; LIU, Y.; XU, H. Is sludge retention time a decisive factor for aerobic granulation in SBR? *Bioresource Technology*, v. 99, n. 16, p. 7672–7677, 2008.

LIU, L.; GAO, D. W.; LIANG, H. Effect of sludge discharge positions on steady-state aerobic granules in sequencing batch reactor (SBR). *Water Science and Technology*, v. 66, n. 8, p. 1722–1727, 2012.

LIU, Y. *et al.* Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 67, n. 1, p. 26–32, 2005.

LIU, Y.; LIU, Q. S. Causes and control of filamentous growth in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. *Biotechnology Advances*, v. 24, n. 1, p. 115–127, 2006.

LIU, Y. Q. *et al.* Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 76, n. 1, p. 211–216, 2007.

LIU, Y. Q.; LIU, Y.; TAY, J. H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 65, n. 2, p. 143–148, 2004.

- LIU, Y. Q.; TAY, J. H. Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. *Water Research*, v. 80, p. 256–266, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.05.015>>.
- LIU, Y.; TAY, J. H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, n. 7, p. 533–563, 2004.
- LIU, Y.; TAY, J. H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Water Research*, v. 36, n. 7, p. 1653–1665, 2002.
- MARTINS, A. M. P.; HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Effect of dissolved oxygen concentration on sludge settleability. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 62, n. 5–6, p. 586–593, 2003.
- MCSWAIN, B. S.; IRVINE, R. L.; WILDERER, P. A. The effect of intermittent feeding on aerobic granule structure. *Water Science and Technology*, v. 49, n. 11–12, p. 19–25, 2004.
- MIKSCH, K.; KOŃCZAK, B. Distribution of extracellular polymeric substances and their role in aerobic granule formation. *Chemical and Process Engineering - Inżynieria Chemiczna i Procesowa*, v. 33, n. 4, p. 679–688, 2012.
- MINO, T.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M.; HEIJNEN, J. J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Water Research*, v. 32, n. 11, p. 3193–3207, 1998.
- MISHIMA, K.; NAKAMURA, M. Self-immobilization of aerobic activated sludge - A pilot study of the Aerobic Upflow Sludge Blanket Process in municipal sewage treatment. *Water Science and Technology*, v. 23, n. 4–6, p. 981–990, 1991.
- MORGENROTH, E. *et al.* Rapid Communication Aerobic Granular Sludge in a Sequencing Batch Reactor. *Wat. Res.*, v. 31, n. 12, p. 3191–3194, 1997.
- MOURA, L. L. *et al.* Strategies to re-establish stable granulation after filamentous outgrowth: Insights from lab-scale experiments. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 117, p. 606–615, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.06.005>>.
- MOY, B. Y. P. *et al.* High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters in Applied Microbiology*, v. 34, n. 6, p. 407–412, 2002.
- NANCHARAI, Y. V.; KIRAN KUMAR REDDY, G. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. *Bioresource Technology*, v. 247, n. August 2017, p. 1128–1143, 2018.
- NI, B. J.; YU, H. Q. Growth and storage processes in aerobic granules grown on soybean wastewater. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 100, n. 4, p. 664–672, 2008.
- NIELSEN, P. H. *et al.* A conceptual ecosystem model of microbial communities in enhanced biological phosphorus removal plants. *Water Research*, v. 44, n. 17, p. 5070–5088, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.036>>.
- PAN, S. *et al.* The effect of hydraulic retention time on the stability of aerobically grown microbial granules. *Letters in Applied Microbiology*, v. 38, n. 2, p. 158–163, 2004.
- POCHANA, K.; KELLER, J. Study of factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND). *Water Science and Technology*, v. 39, n. 6, p. 61–68, 1999.
- PRONK, M. *et al.* Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. *Water Research*, v. 84, p. 207–217, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.07.011>>.
- SARMA, S. J.; TAY, J. H.; CHU, A. Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. *Trends in Biotechnology*, v. 35, n. 1, p. 66–78, 2017. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.tibtech.2016.07.003>>.

SCHMIDT, I. *et al.* New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, v. 27, n. 4, p. 481–492, 2003.

SCHWARZENBECK, N.; BORGES, J. M.; WILDERER, P. A. Treatment of dairy effluents in an aerobic granular sludge sequencing batch reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 66, n. 6, p. 711–718, 2005.

SHENG, G. PING *et al.* Effects of seed sludge properties and selective biomass discharge on aerobic sludge granulation. *Chemical Engineering Journal*, v. 160, n. 1, p. 108–114, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2010.03.017>>.

SHOW, K. Y.; LEE, D. J.; TAY, J. H. Aerobic granulation: Advances and challenges. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 167, n. 6, p. 1622–1640, 2012.

SINGH, M.; SRIVASTAVA, R. K. Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review. *ASIA-PACIFIC JOURNAL OF CHEMICAL ENGINEERING*, n. March, p. 361–377, 2011.

TAY, J. H.; LIU, Q. S.; LIU, Y. Characteristics of aerobic granules grown on glucose and acetate in sequential aerobic sludge blanket reactors. *Environmental Technology (United Kingdom)*, v. 23, n. 8, p. 931–936, 2002.

TAY, J. H.; LIU, Q. S.; LIU, Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *Journal of Applied Microbiology*, v. 91, n. 1, p. 168–175, 2001.

VOLCKE, E. I. P. *et al.* The granule size distribution in an anammox-based granular sludge reactor affects the conversion-Implications for modeling. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 109, n. 7, p. 1629–1636, 2012.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Vol. 4 Lodos Ativados*. . Belo Horizonte: [s.n.], 1997

WAGNER, J. *PROCESSO DE GRANULAÇÃO AERÓBIA EM REATORES EM BATELADAS SEQUENCIAIS EM CONDIÇÕES DE BAIXA CARGA ORGÂNICA*. 2015. 2015.

WAN, J.; BESSIÈRE, Y.; SPÉRANDIO, M. Alternating anoxic feast/aerobic famine condition for improving granular sludge formation in sequencing batch airlift reactor at reduced aeration rate. *Water Research*, v. 43, n. 20, p. 5097–5108, 2009.

WANG, F. *et al.* Effects of cycle time on properties of aerobic granules in sequencing batch airlift reactors. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, v. 21, n. 8–9, p. 1379–1384, 2005.

WEBER, S. D. *et al.* Microbial composition and structure of aerobic granular sewage biofilms. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 73, n. 19, p. 6233–6240, 2007.

WEISSBRODT, D. G. *et al.* Bacterial selection during the formation of early-stage aerobic granules in wastewater treatment systems operated under wash-out dynamics. *Frontiers in Microbiology*, v. 3, n. SEP, p. 1–22, 2012.

WENTZEL, M. C. *et al.* Metabolic behaviour of *Acinetobacter* spp. in enhanced biological phosphorus removal - a biochemical model. *Water SA*, v. 12, n. 4, p. 209–224, 1986.

WINKLER, M. K. H. *et al.* Microbial diversity differences within aerobic granular sludge and activated sludge flocs. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 97, n. 16, p. 7447–7458, 2013.

WINKLER, M. K. H. *et al.* Selective sludge removal in a segregated aerobic granular biomass system as a strategy to control PAO-GAO competition at high temperatures. *Water Research*, v. 45, n. 11, p. 3291–3299, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.024>>.

WU, D. *et al.* Optimization of F/M ratio for stability of aerobic granular process via quantitative sludge discharge. *Bioresource Technology*, v. 252, n. 866, p. 150–156, 2018.

XAVIER, J. A. Granulação Natural Da Biomassa Em Reator Operado Em Bateladas Sequenciais Para Tratamento De Esgoto Sanitário. *Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - SC*, p. 141, 2017.

ZHANG, C.; ZHANG, H.; YANG, F. Diameter control and stability maintenance of aerobic granular sludge in an A/O/A SBR. *Separation and Purification Technology*, v. 149, p. 362–369, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2015.06.010>>.

ZHANG, Z. *et al.* Understanding of aerobic sludge granulation enhanced by sludge retention time in the aspect of quorum sensing. *Bioresource Technology*, v. 272, p. 226–234, 2019.

ZHENG, Y. M. *et al.* Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions. *Chemosphere*, v. 63, n. 10, p. 1791–1800, 2006.

ZHU, L.; DAI, X.; *et al.* Correlation analysis of major control factors for the formation and stabilization of aerobic granule. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, n. 5, p. 3165–3175, 2013.

ZHU, L.; YU, Y.; *et al.* Optimization of selective sludge discharge mode for enhancing the stability of aerobic granular sludge process. *Chemical Engineering Journal*, v. 217, p. 442–446, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2012.11.132>>.