



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**BÁRBARA KAROLINE SOARES FERNANDES DANTAS**

**FORMAÇÃO DE LODO GRANULAR AERÓBIO EM REATORES EM BATELADAS  
SEQUENCIAIS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO DE BAIXA  
CARGA VISANDO À REMOÇÃO DE NUTRIENTES**

Recife  
2018

BÁRBARA KAROLINE SOARES FERNANDES DANTAS

**FORMAÇÃO DE LODO GRANULAR AERÓBIO EM REATORES EM BATELADAS  
SEQUENCIAIS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO DE BAIXA  
CARGA VISANDO À REMOÇÃO DE NUTRIENTES**

Dissertação de mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil com ênfase em Tecnologia Ambiental, pela Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia ambiental e recursos hídricos.

Linha de pesquisa: Tratamento de efluentes.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.

Recife  
2018

Catálogo na fonte  
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

D192f Dantas, Bárbara Karoline Soares Fernandes.  
Formação de lodo granular aeróbio em reatores em bateladas sequenciais para o tratamento de esgoto doméstico de baixa carga visando à remoção de nutrientes / Bárbara Karoline Soares Fernandes Dantas. – 2018.  
79 folhas, il., gráfs., tabs.

Orientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2018.

Inclui Referências e Apêndice.

1. Engenharia Civil. 2. Lodo granular aeróbio. 3. Remoção de nutrientes. 4. Reator em bateladas sequenciais. I. Santos, Maria de Lourdes Florêncio dos. (Orientador). II. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

**FORMAÇÃO DE LODO GRANULAR AERÓBIO EM REATORES EM BATELADAS  
SEQUENCIAIS PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO DE BAIXA  
CARGA VISANDO À REMOÇÃO DE NUTRIENTES**

defendida por

Bárbara Karoline Soares Fernandes Dantas

Considera a candidata APROVADA

Recife, 10 de agosto de 2018

Banca Examinadora:

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria de Lourdes Florencio dos Santos – UFPE  
(orientadora)

---

Prof. Dr. Roque Passos Piveli – USP  
(examinador externo)

---

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simone Machado Santos – UFPE  
(examinadora externa)

---

Prof. Dr. Wanderli Rogério Moreira Leite – UFPE  
(examinador interno)

À minha mãe, Maria Suely, por todo amor  
e por sempre acreditar em mim,  
incentivando-me em meus estudos.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por estar comigo sempre, seja nos momentos felizes ou difíceis; e por nunca permitir que meu sorriso se desfaça, mesmo perante as adversidades encontradas.

À minha mãe, Maria Suely, por todo o carinho, amor e incentivo dados durante esta longa jornada acadêmica. Sua perseverança e garra são meus maiores exemplos de vida e seviram como combustível para chegar onde estou. Ao meu pai, José Irineu, e meu irmão, Felipe Dantas, e demais familiares por todo o apoio.

À minha orientadora, prof. Dr.<sup>a</sup> Lourdinha Florêncio, por ter confiado a mim desenvolver este tema de pesquisa tão fascinante. Agradeço por toda a orientação e por compartilhar comigo parte do seu formidável conhecimento profissional que tanto admiro.

Ao grupo de grânulos, em especial à doutoranda Oucilane, com quem partilhei o experimento. Ter trabalhado contigo tornou tudo muito mais leve e me proporcionou bastante aprendizado, por isso sou imensamente grata. Com certeza esta pesquisa não teria a mesma qualidade se não tivéssemos trabalhado juntas. Agradeço também aos nossos bolsistas, Débora, Ricardo e Marília, por todo o empenho, esforço e cautela na execução das análises. Vocês foram peças importantíssimas para a realização desta pesquisa. E por fim, a Marcos Sales, grande amigo que me ajudou bastante com esclarecimentos sobre lodo granular aeróbio e nos conselhos da vida.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), Ronaldo, Danúbia e Iago por todo o suporte técnico dado durante a fase experimental; e à Tamilys pelo suporte burocrático com a compra de materiais e contratação de serviços.

Ao Edmilson e seu Josué, nossos olhos na ETE Mangueira. Obrigada por ter vigiado os meninos (RBSGI e RBSGII) e ter avisado prontamente quando ocorria alguma falha nos sistemas, além de ter nos ajudado com a manutenção dos reatores.

Aos amigos e colegas do LSA: Marcus Vinícius, Jhonnies, Gabriel Rigaud, Luana, Amandinha, Paulo, Idayana, Antonio Freire e Babi Moraes. Agradeço a alguns destes por toda ajuda com as análises e manutenção dos reatores, e a outros pelos momentos de descontração na bancada e incentivo. Também agradeço ao professor Dr. Wanderli Leite pela disponibilização em ajudar e ao professor Dr. Mario Kato pelos ensinamentos durante as disciplinas.

Aos meus amigos, em especial, Antônio Gustavo, grande amigo que por ter um coração imenso sempre está disposto a ajudar; Marianna Moura, pela ajuda na bancada e pela amizade desde os tempos nos *States*; Gisele Jucá e Milena Ferreira, pelas boas gargalhadas e grande amizade. Aos outros que deixei de mencionar por limitação de espaço, saibam que foram igualmente importantes nessa jornada.

À Dr.<sup>a</sup> Selêude Nóbrega, professora dos tempos de graduação na Universidade Federal de Alagoas (UFAL), orientadora durante o PIBIC e TCC, e amiga. Muito obrigada por ter sido peça chave na minha formação profissional e por todo o apoio dado, inclusive durante o mestrado.

À COMPESA e BRK Ambiental pelo espaço cedido na ETE Mangueira para instalação dos reatores e desenvolvimento da pesquisa, bem como à Fibra Técnica Ltda, FINEP, CNPq, FACEPE, CAPES e INCT-ETEs Sustentáveis pelo apoio às pesquisas do LSA.

## RESUMO

O lodo granular aeróbio é uma tecnologia promissora para o tratamento de esgoto doméstico, haja vista seu bom desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes, utilizando reatores compactos. O presente trabalho objetivou desenvolver grânulos aeróbios a partir de esgoto doméstico de baixa concentração ( $282 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}^{-1}$ ), avaliando sua performance na degradação de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Dois reatores, escala piloto ( $0,115 \text{ m}^3$ ) foram operados em bateladas sequenciais (RBSGI e RBSGII) com ciclos de 4 h, sendo a carga orgânica média aplicada de  $1,2 \text{ kg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ . A única diferença operacional entre os reatores residiu na duração do período anóxico/anaeróbio e o período de aeração (RBSGI: 60 e 154 min; RBSGII: 90 e 124 min, respectivamente). Ambos os reatores atingiram altos níveis de remoção de matéria orgânica e amônio durante o período granular, com médias de 83,1 e 94,0% para o RBSGI, e 82,3 e 94,6% para o RBSGII, respectivamente; no entanto houve acúmulo de nitrato ( $19,2$  e  $21,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). As remoções de fósforo total atingiram médias de 20,4% para o RBSGI e 48,0% para o RBSGII. O melhor desempenho do RBSGII na remoção de fósforo pode estar relacionado ao período de anaerobiose no referido reator ter sido mais longo, o que pode ter favorecido a estocagem de polihidroxialcanoatos (PHA) nas células dos organismos acumuladores de polifosfato (PAO), acarretando em maiores absorções de fósforo durante a aeração.

**Palavras-chave:** Lodo granular aeróbio. Remoção de nutrientes. Reator em bateladas sequenciais.

## ABSTRACT

Aerobic granular sludge is a promising technology for domestic wastewater treatment, because of its excellent performance on organic matter and nutrient removals, using compact reactors. The objective of this work was to develop aerobic granules from diluted wastewater ( $282 \text{ mg}\cdot\text{COD}\cdot\text{L}^{-1}$ ) evaluating its performance regarding organic matter and nutrients removal. Two pilot-scale sequential batch reactors ( $0.115 \text{ m}^3$ ), GSBRI and GSBRII, were operated with 4-h cycles applying a organic loading rate of  $1.2 \text{ kg}\cdot\text{COD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ . The only operational difference regarded the length of anoxic/anaerobic and aeration periods (GSBRI: 60 and 154 min; GSBRII: 90 and 124 min, respectively). Both reactors reached high levels of organic matter and ammonium removals during the granular period, with average of 83.1 and 94.0% for GSBRI, and 82.3 and 94.6% for GSBRII, respectively; however, nitrate accumulation was detected ( $19.21$  e  $21.68 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Total phosphorus removal reached averages of 20.4% for GSBRI and 48.0% for GSBRII. The best performance of GSBRII regarding total phosphorus removal may be related to the longer anaerobic period in this reactor, which may have favored polyhydroxyalkanoate (PHA) storage within polyphosphate accumulating organisms (PAO) cells, resulting in higher phosphorus absorptions during aeration.

**Keywords:** Aerobic granular sludge. Nutrient removal. Sequencing batch reactor.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Metabolismo dos organismos acumuladores de polifosfato.....	20
Figura 2 -	Ilustração das principais etapas envolvidas no processo convencional de lodos ativados.....	21
Figura 3 -	Configuração típica de um RBS.....	23
Figura 4 -	Diferença estrutural entre flocos ativados (à esquerda) e grânulos (à direita).....	26
Figura 5 -	Representação esquemática da formação dos grânulos e dos mecanismos envolvidos em cada etapa.....	29
Figura 6 -	Representação da nitrificação e desnitrificação simultânea no interior do grânulo.....	31
Figura 7 -	Imagem dos reatores RBSGI (à esquerda) e RBSGII (à direita).....	34
Figura 8 -	Representação do aparato experimental dos RBSG.....	35
Figura 9 -	Diagramação dos ciclos.....	37
Figura 10 -	Classificação granulométrica da biomassa para RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo) .....	44
Figura 11 -	(a) Coexistência de grânulos e flocos aos 99 dias de operação. (b) Grânulos aeróbios no dia 105. (c) Alguns dos maiores grânulos encontrados nos reatores, foto retirada aos 64 dias de operação. (Barra de 0,4 mm).....	44
Figura 12 -	Acompanhamento do desenvolvimento da biomassa do RBSGI (à esquerda) e RBSGII (à direita) utilizando microscopia óptica com ampliação de 100x. (Barra de 0,1 mm).....	46
Figura 13 -	Fotografias tiradas em microscópio óptico dos micro-organismos observados nos reatores.....	48
Figura 14 -	Resultados dos testes de IVL aos 5, 10 e 30 min, e relação $IVL_{30}/IVL_{10}$ para RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo).....	49
Figura 15 -	Concentração de SSV no licor misto e TRC para os reatores RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo).....	51
Figura 16 -	Concentrações de PN e PS.....	53
Figura 17 -	DQO afluente e efluente e eficiências de remoção no RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo).....	54
Figura 18 -	Amônio afluente e efluente, nitrito e nitrato e eficiência de remoção de amônio para os reatores RBSGI e RBSGII.....	56
Figura 19 -	Concentrações de ortofosfato afluente e efluente, e eficiências de remoção nos reatores RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo).....	59
Figura 20 -	Figura 20. Dinâmica da concentração de ortofosfato no afluente, efluente e do licor misto durante a fase anaeróbia para o RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo) durante o período granular.....	61
Figura 21 -	Perfis temporais do RBSGII para os parâmetros DQOs, nitrogênio, ortofosfato, OD e pH.....	62
Figura 22 -	Perfil de OD do RBSGI.....	64

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Diferenças entre lodos ativados e lodo granular aeróbio.....	25
Tabela 2 -	Estudos envolvendo lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto real de concentrações baixa e intermediária.....	33
Tabela 3 -	Características geométricas dos reatores.....	35
Tabela 4 -	Análises físico-químicas.....	38
Tabela 5 -	Resultados da caracterização do afluente durante todo o período experimental.....	41
Tabela 6 -	Cargas volumétricas afluentes aplicadas durante todo o período experimental.....	41
Tabela 7 -	Conteúdo de proteínas, carboidratos e relação PN/PS durante o período granular.....	53
Tabela 8 -	Condições experimentais.....	65
Tabela 9 -	Concentrações dos parâmetros-chave avaliados e respectivas remoções durante o período granular.....	65
Tabela 10 -	Características da biomassa no período granular, exceto para o parâmetro idade do lodo.....	65

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos gráxos voláteis
ATP	Adenosina trifosfato
BOA	Bactérias oxidadoras de amônio
BON	Bactérias oxidadoras de nitrito
CLP	Controlador lógico programável
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO <sub>5,20</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio referente a 5 dias a 20 °C
DPAO	<i>Denitrifying phosphate accumulating organisms</i> (organismos acumuladores de fósforo desnitrificantes)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EBPR	<i>Enhanced Biological Phosphorus Removal</i>
EPS	Substâncias poliméricas extracelulares
ETE	Estação de tratamento de esgoto
F/M	<i>Food/Microorganisms</i> (alimento/micro-organismos)
FISH	<i>Fluorescence in situ hybridization</i>
GAO	<i>Glycogen accumulating organisms</i> (organismos acumuladores de glicogênio)
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
LGA	Lodo granular aeróbio
NDS	Nitrificação e desnitrificação simultânea
NT	Nitrogênio total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
PAO	<i>Polyphosphate accumulating organisms</i> (organismos acumuladores de polifosfato)
PCR	<i>Polymerase chain reaction</i> (reação em cadeia da polimerase)
PHA	Polihidroxialcanoatos
PHB	Polihidroxibutirato
PN	Proteína
PS	Polissacarídeos
RBS	Reatores em Bateladas Sequenciais
RBSGI	Reator em bateladas sequenciais com grânulos I
RBSGII	Reator em bateladas sequenciais com grânulos II
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulico
TRC	Tempo de retenção celular
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>16</b>
2.1	OBJETIVO GERAL .....	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>17</b>
3.1	REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS .....	17
3.2	REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS .....	19
3.3	LODOS ATIVADOS .....	21
3.4	REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS.....	22
3.5	BIOGRANULAÇÃO: BREVE HISTÓRICO .....	24
3.6	LODO GRANULAR AERÓBIO.....	24
<b>3.6.1</b>	<b>Fatores influentes no processo de granulação</b> .....	<b>26</b>
<b>3.6.2</b>	<b>Mecanismos de formação dos grânulos aeróbios</b> .....	<b>28</b>
<b>3.6.3</b>	<b>Remoção de carbono e nutrientes nos grânulos aeróbios</b> .....	<b>30</b>
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>34</b>
4.1	SISTEMA EXPERIMENTAL.....	34
4.2	OPERAÇÃO DOS REATORES .....	36
4.3	MONITORAMENTO DOS REATORES .....	38
<b>4.3.1</b>	<b>Análises físico-químicas</b> .....	<b>38</b>
<b>4.3.2</b>	<b>Microscopia</b> .....	<b>39</b>
<b>4.3.3</b>	<b>Caracterização da biomassa</b> .....	<b>39</b>
4.3.3.1	Índice Volumétrico de Lodo .....	39
4.3.3.2	Granulometria .....	39
4.3.3.3	Substâncias poliméricas extracelulares.....	40
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>41</b>
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE.....	41

5.2	CARACTERIZAÇÃO E PERFORMANCE DOS GRÂNULOS AERÓBIOS .....	42
<b>5.2.1</b>	<b>Caracterização da biomassa e aspectos microbiológicos .....</b>	<b>42</b>
5.2.1.1	Tamanho da biomassa .....	42
5.2.1.2	Desenvolvimento da biomassa e população microbiana.....	45
5.2.1.3	Índice Volumétrico do Lodo .....	48
5.2.1.4	Sólidos e idade do lodo .....	50
5.2.1.5	Substâncias Poliméricas Extracelulares .....	52
<b>5.2.2</b>	<b>Performance dos grânulos aeróbios .....</b>	<b>54</b>
5.2.2.1	Remoção de matéria orgânica carbonácea .....	54
5.2.2.2	Remoção de material nitrogenado.....	55
5.2.2.3	Remoção de fósforo .....	59
5.2.2.4	Monitoramento do ciclo .....	61
<b>5.2.3</b>	<b>Comparação entre o RBSGI e o RBSGII.....</b>	<b>64</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>67</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>69</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>70</b>
	<b>APÊNDICE A – FÓRMULAS UTILIZADAS NOS CÁLCULOS .....</b>	<b>78</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O nitrogênio e o fósforo são os principais nutrientes nas águas. Estes compostos estão presentes naturalmente em níveis baixíssimos nos corpos hídricos, o que acaba limitando o desenvolvimento dos produtores primários, especialmente algas, e mantendo a cadeia trófica equilibrada. No entanto, a ação antropogênica pode resultar no aporte de maiores quantidades de nutrientes nos corpos hídricos, acelerando dessa maneira o processo de eutrofização e provocando o afloramento de algas. A eutrofização resulta na rápida depleção dos níveis de oxigênio das águas, em consequência do aumento exacerbado da concentração de matéria orgânica a ser decomposta no meio. Organismos aquáticos superiores acabam competindo por oxigênio com os decompositores, o que pode acarretar na mortandade de peixes por asfixia. Com a eutrofização, há ainda a possibilidade do crescimento de algas produtoras de toxinas, particularmente as cianobactérias, as quais levam à contaminação da água. Um incidente lamentável a respeito disto ocasionou a morte de 50 pacientes em um centro de diálise pernambucano, conforme reportado por Silva et al. (1996).

Além da eutrofização, altas concentrações de compostos nitrogenados são tóxicas para diversos organismos. Por exemplo, a amônia livre é diretamente tóxica para os peixes, podendo levar à sua mortandade. Ainda, o nitrato está associado à doença metahemoglobinemia, conhecida por síndrome do bebê azul. Desse modo, a presença em excesso de nutrientes nos corpos hídricos pode desencadear uma série de efeitos deletérios para o meio ambiente e para a saúde humana e, portanto, sua remoção não deve ser negligenciada.

Há várias fontes antrópicas de nitrogênio e fósforo para os corpos d'água, como fertilizantes agrícolas, detergentes, águas residuárias industriais, dentre outros. No meio urbano, uma das principais fontes é o esgoto doméstico. Além de nutrientes, o esgoto doméstico possui uma série de outras impurezas que o torna uma potencial fonte de poluição hídrica. A respeito disso, podem ser citadas as elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável e refratária, metais pesados, fármacos, hormônios, dentre outros. Por conseguinte, o tratamento de esgotos domésticos é imprescindível para que haja equilíbrio ambiental.

Apesar da importância para a saúde pública que a coleta e o tratamento do esgoto representam, estes serviços ainda são bastante negligenciados em nosso país. Segundo o Ranking do Saneamento de 2018 elaborado pelo Instituto Trata Brasil, durante o ano de 2016, apenas 51,9 % da população teve acesso à coleta de esgoto, o que representa mais de 100 milhões de brasileiros sem o serviço. Quanto ao tratamento, a situação foi ainda mais crítica.

Apenas 44,9% do esgoto do país foi tratado, ou seja, 55,1% foi lançado no meio ambiente sem qualquer tratamento.

No Brasil, a maioria das estações de tratamento de esgoto (ETE) alcança apenas o nível de tratamento secundário, obtendo efluentes com reduzidas concentrações de matéria orgânica e muitas vezes com elevados níveis de nutrientes; persistindo, portanto, a possibilidade do seu lançamento causar danos ambientais. No âmbito legal federal, a Resolução CONAMA nº 430/2011 define os critérios para o lançamento de efluentes, inclusive para aqueles provenientes de ETE. Na referida resolução não é exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total como condição de lançamento para efluentes de ETE, assim como não há condição estabelecida para o parâmetro fósforo. Portanto, fica a critério dos órgãos ambientais estaduais estipularem parâmetros e limites de lançamento de nutrientes.

Além disso, segundo a Resolução CONAMA nº 430/2011, o lançamento de efluentes em corpos de água não poderá exceder as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes. Tal enquadramento em classes é definido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 em função dos usos preponderantes da água. No caso de águas doces - classe 2, o limite quanto a concentração de fósforo total é até  $0,030 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  em ambientes lênticos, e até  $0,050 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  em ambientes intermediários, sendo levada em conta a concentração após a zona de mistura. Já a concentração de nitrito e nitrato não deve ultrapassar 1,0 e  $10,0 \text{ mg}\cdot\text{N}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente; e para águas com  $\text{pH} \leq 7,5$ , a concentração de nitrogênio amoniacal total não deve ultrapassar  $3,7 \text{ mg}\cdot\text{N}\cdot\text{L}^{-1}$ . Portanto, nos casos em que a concentração de nutrientes do efluente não atende aos padrões legais de descarte ou altera a classe do corpo hídrico receptor, é requerido o tratamento terciário, sendo usualmente empregado o sistema de lodos ativados para este fim.

O sistema de lodos ativados é o mais comumente utilizado no mundo para o tratamento de esgoto doméstico (NANCHARAI AH; REDDY, 2018). Este processo é capaz de atingir elevadas remoções de matéria orgânica e, em determinadas condições, nitrogênio e fósforo. É amplamente sabido que o processo de remoção biológica de nutrientes exige a presença de diferentes tipos de ambientes (anaeróbio, anóxico e aeróbio), o que é alcançado nos sistemas de lodos ativados por meio da aplicação de diversos tanques. Entretanto, devido esta grande demanda por espaço, a aplicação de lodos ativados visando à remoção biológica de nutrientes acaba se tornando um processo bastante oneroso. Portanto, alternativas de tratamento compactas como o reatores em bateladas sequenciais (RBS) para o cultivo de lodo granular aeróbio acabam se tornando bastante atrativas às ETE, que geralmente possuem limitação de espaço.

O lodo granular aeróbio (LGA) é a tecnologia mais recente em termos de tratamento aeróbio que existe no mundo. Os grânulos aeróbios são constituídos por agregados microbianos densos e compactos que, devido a formação de gradientes de difusão de oxigênio em seu interior, adquirem estrutura estratificada. Em um único grânulo são encontrados microambientes aeróbios, anóxicos e anaeróbios, não sendo, portanto, necessária a aplicação de diversos tanques para a remoção de nutrientes. Outra característica dos grânulos aeróbios é a ótima sedimentabilidade, que resulta na dispensa de decantador secundário para promover a separação da biomassa do efluente tratado. Segundo de Bruin et al. (2004), o espaço ocupado por um RBS granular é apenas 25% da área ocupada por um sistema de lodos ativados convencional. Isto porque em RBS, as reações biológicas e decantação da biomassa ocorrem no mesmo tanque, reduzindo assim o espaço ocupado.

O LGA vem sendo extensivamente estudado nas últimas décadas, com estudos bem-sucedidos de sua aplicação no tratamento de esgoto doméstico de baixa concentração (Ni et al., 2009; Su et al., 2012; Derlon et al., 2016; Guimarães et al., 2017), inclusive com estudos em escala real (Li et al. 2014; Pronk et al., 2015). O grupo de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco vem se consolidando nacionalmente nos estudos sobre a tecnologia de LGA. As pesquisas envolvendo a temática foram iniciadas no ano de 2013, e atualmente possui vários estudos utilizando reatores em escala piloto em andamento. O foco inicial das pesquisas era investigar as melhores condições para a formação de grânulos aeróbios em esgoto de baixa concentração, variando as trocas volumétricas e as velocidades ascensionais do ar aplicadas (ARAÚJO, 2016; ALVES, 2017; SILVA, 2017). Os estudos foram evoluindo e ficando mais específicos, englobando temas como os aspectos microbiológicos dos grânulos aeróbios (ALVES, 2017) e as dinâmicas de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) (SALES, 2018). Os trabalhos iniciais apontaram dificuldades na remoção de nutrientes, principalmente quanto a remoção de fósforo, a qual foi inferior a 25% (ARAÚJO, 2016; ALVES, 2017; SILVA, 2017). Os trabalhos ainda reportaram obtenção de nitrificação parcial e total nos reatores, havendo acúmulo de nitrito e nitrato. Sales (2018) obteve incremento na remoção de fósforo total, através da inserção de fase anóxica/anaeróbia no início do ciclo, alcançando remoções de até 44,3% para o reator com período anóxico/anaeróbio mais longo (= 40 min). O referido trabalho também apresentou acúmulo de nitrito e nitrato. Com o objetivo de otimizar a remoção de nutrientes nos reatores, o presente estudo avaliou o efeito da fase anóxica/anaeróbia na remoção de nutrientes, a fim de beneficiar o desenvolvimento de bactérias desnitrificantes e organismos acumuladores de polifosfato no interior dos grânulos, os quais são responsáveis efetivamente pela remoção biológica de nitrogênio e fósforo.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Desenvolver grânulos aeróbios a partir de esgoto doméstico de baixa concentração em reatores em bateladas sequenciais, avaliando seu desempenho quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea e nutrientes.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Formar grânulos aeróbios sem a adição de inóculo a partir de esgoto doméstico de baixa concentração;
- Analisar a influência da aplicação de diferentes períodos de fase anóxica/anaeróbia sobre as características físico-químicas dos grânulos;
- Avaliar o desempenho dos grânulos aeróbios na remoção de matéria orgânica carbonácea e de nutrientes (nitrogênio e fósforo).

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

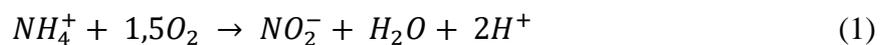
#### 3.1 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

No meio ambiente, o nitrogênio encontra-se mais frequentemente na forma de nitrogênio orgânico, amônia ( $\text{NH}_3$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) ou nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ). Já no esgoto doméstico, as formas predominantemente encontradas são o nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico, provenientes da uréia e de proteínas presentes no esgoto.

Convencionalmente, a eliminação de nitrogênio das águas residuárias envolve duas etapas distintas: a nitrificação e a desnitrificação. Durante a nitrificação, o amônio passa a nitrato em condições aeróbias, tendo o oxigênio como acceptor de elétrons na cadeia respiratória, permitindo a reoxidação das coenzimas e a geração de ATP (BASSIN, 2012). Nesta etapa, a alcalinidade é consumida durante a oxidação do amônio (METCALF; EDDY, 2016; SURAMPALLI et al., 1997). Na desnitrificação, o nitrato é convertido a nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ), tendo como possíveis intermediários gasosos óxido nítrico (NO) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), igualmente lançados na atmosfera (BASSIN, 2012). Para que ocorra a desnitrificação, é necessário ambiente anóxico.

Micro-organismos específicos atuam nessas etapas de conversão biológica. Inicialmente, o amônio é aerobiamente convertido a nitrito através da ação de bactérias oxidadoras de amônio (BOA); em seguida o nitrito é oxidado a nitrato pela ação de bactérias oxidadoras de nitrito (BON). As estequiometria das reações dos referidos processos biológicos podem ser visualizadas nas equações (1) e (2).

Processo de nitrificação:



Processo de nitratação:

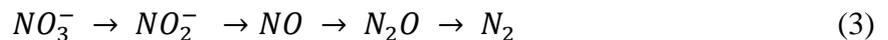


As bactérias envolvidas no processo de nitrificação são quimioautotróficas, uma vez que utilizam o  $\text{CO}_2$  como fonte de carbono e requerem oxigênio dissolvido para oxidar compostos inorgânicos (N- $\text{NH}_4^+$  ou N- $\text{NO}_2$ ) e obter energia para as células (METCALF; EDDY, 2016). As mais conhecidas BOA encontradas em sistemas de tratamento de esgoto pertencem aos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrospira* (BASSIN, 2012; SURAMPALLI et al., 1997), e as principais BON fazem parte do gênero *Nitrobacter* e *Nitrospira* (BASSIN, 2012).

Os fatores mais influentes no processo de nitrificação são temperatura, pH, oxigênio dissolvido e tempo de retenção celular. De acordo com Surampalli et al. (1997), condições ótimas para nitrificação são: (i) temperatura entre 25 e 35 °C, (ii) pH entre 7,5 e 9 e (iii) concentração de oxigênio dissolvido superior a 2 mg·L<sup>-1</sup>. Além disso, como as bactérias nitrificantes apresentam crescimento lento, são necessários tempos de retenção celular relativamente elevados para que elas sejam mantidas no interior do reator (BASSIN, 2012).

Durante a desnitrificação, o nitrito e o nitrato são reduzidos a nitrogênio gasoso pela ação de micro-organismos heterotróficos sob condições anóxicas. Alguns exemplos de bactérias desnitrificantes encontradas em biorreatores são *Hyphomicrobium*, *Paracoccus*, *Pseudomonas* e *Comamonas* spp. (LU et al., 2014). A maior parte das bactérias desnitrificantes são organismos facultativos aeróbios com habilidade de utilizar oxigênio, nitrito e nitrato, e alguns podem, ainda, efetuar fermentação na ausência de nitrato ou oxigênio (METCALF; EDDY, 2016). O processo de desnitrificação obedece a Equação 3.

Processo de desnitrificação:



O doador de elétrons nessas reações é a fonte de carbono, que normalmente é adicionada às águas residuárias (*p. ex.* metanol ou etanol), enquanto os compostos de nitrogênio atuam como aceptores de elétrons (LU et al., 2014). A desnitrificação é bastante sensível à concentração de oxigênio dissolvido no meio, sendo necessárias concentrações de 1 mg·L<sup>-1</sup>, ou ainda inferiores, para interferir no processo. A perda de alcalinidade durante a nitrificação pela liberação de íons H<sup>+</sup> pode ser contornada por sua produção durante a desnitrificação.

A conversão de nitrogênio amoniacal a nitrogênio gasoso também pode ocorrer através do processo Anammox, considerado um “atalho” no ciclo de nitrogênio. Neste processo, o amônio é combinado com nitrito para formar nitrogênio gasoso na ausência de fonte de carbono (STROUS et al., 1998). A Equação 4 apresenta a estequiometria do processo. As bactérias Anammox são micro-organismos autotróficos pertencentes a ordem Planctomicetos (STROUS et al., 1999). Estas apresentam crescimento bastante lento sendo necessários entre 100 e 150 dias para que o reator Anammox inoculado com lodo ativado atinja capacidade máxima (VAN DONGEN et al., 2001). Considerando que o processo Anammox ocorre em condições anóxicas, baixas concentrações de oxigênio no meio já podem interferir na eficiência do processo, sendo verificada inibição completa na faixa de 0,2 a 1,0 mg·OD·L<sup>-1</sup> (SCHEEREN et al., 2011). Comparado ao processo convencional de nitrificação e desnitrificação, o processo Anammox

apresenta algumas vantagens como menor requerimento por energia devido a não necessidade de aeração (economia de 60%); e a dispensa por adição de fonte de carbono, uma vez que se trata de um processo autotrófico.

Processo Anammox:



### 3.2 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

O fósforo é componente essencial dos ácidos nucleicos e muitos metabolitos intermediários, tais como fosfatos de açúcar e fosfatos de adenosina, que são parte integrante do metabolismo de todas as formas de vida (CORRELL, 1999). Nas águas residuárias, o fósforo pode estar presente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sendo o primeiro a forma mais facilmente removível (SURAMPALLI et al., 1997).

A remoção de fósforo no esgoto sanitário é realizada através do processo *Enhanced Biological Phosphorus Removal* (EBPR). Este processo consiste na utilização de organismos acumuladores de polifosfato (do inglês, *polyphosphate accumulating organisms*, PAO) os quais capturam fosfato do meio sob a alternância de condições anaeróbias e aeróbias.

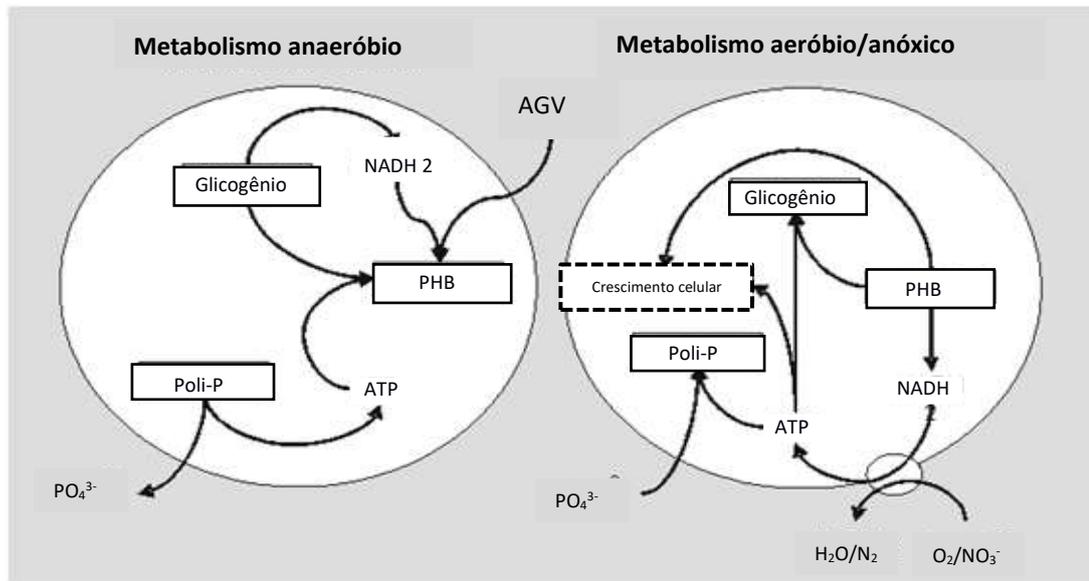
Sob condição anaeróbia, os PAO são capazes de absorver ácidos graxos voláteis (AGV) e armazená-los intracelularmente na forma de polihidroxialcanoatos (PHA). Caso acetato seja a fonte de carbono, o principal polímero armazenado é o polihidroxibutirato (PHB) (BASSIN, 2012). A energia requerida para metabolizar os AGV e para a subsequente formação de PHA é obtida por meio da quebra das cadeias de polifosfato e liberação de fosfato da célula para o meio líquido (BASSIN, 2012). O potencial de redução requerido para a formação de PHA provém da glicólise do glicogênio armazenado.

Sob condição aeróbia subsequente, os PAO utilizam o PHA armazenado como fonte de energia para seu crescimento celular, havendo reposição de glicogênio e acúmulo de polifosfato no interior da célula (OEHMEN et al., 2007). Um esquema do metabolismo dos PAO é mostrado na Figura 1. Desse modo, o fósforo é removido das águas residuárias através de sua incorporação à biomassa, necessitando o lodo rico em polifosfato de tratamento adequado.

O fósforo também pode ser capturado em ambiente anóxico, pela atividade dos organismos acumuladores de polifosfato desnitrificantes (DPAO). Sob condições anóxicas, esses organismos usam nitrito ou nitrato em vez de oxigênio como acceptor de elétrons e, portanto, realizam simultaneamente a absorção de fósforo e desnitrificação (OEHMEN et al.,

2007). Logo, a utilização de DPAO na remoção de nutrientes pode reduzir os custos operacionais do processo, devido à economia em aeração, bem como na quantidade de fontes de carbono necessária para a desnitrificação (OEHMEN et al., 2007).

1. Figura 1 - Metabolismo dos organismos acumuladores de polifosfato.



Fonte: Jungles (2011)

Uma das principais causas da deterioração do desempenho dos sistemas de remoção biológica de fósforo está associada à competição entre PAO e organismos acumuladores de glicogênio (do inglês, *glycogen accumulating organisms*, GAO) (BASSIN, 2012). Assim como PAO, GAO são capazes de proliferar sob sistemas com alternância de condições anaeróbias e aeróbias, no entanto não liberam nem absorvem fosfato, não contribuindo, portanto, para a remoção de fósforo nos sistemas EBPR (OEHMEN et al., 2007). Em condições anaeróbias, GAO obtêm energia a partir do glicogênio para metabolizar os AGV e armazenar PHA; já em condições aeróbias, o PHA armazenado é oxidado, levando à restauração das reservas de glicogênio e ao crescimento celular (BASSIN, 2012). Uma vez que GAO consomem AGV sem contribuir com a remoção de fósforo, estes organismos são indesejáveis nos sistemas EBPR (OEHMEN et al., 2007).

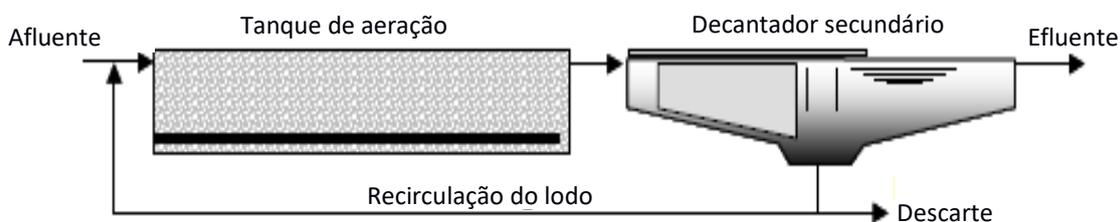
Conforme já exposto na introdução, a presença de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em excesso nos corpos hídricos pode desencadear uma série de problemas ambientais e de saúde pública, portanto sua remoção não deve ser negligenciada. O processo de lodos ativados é uma das tecnologias mais utilizadas para a remoção de nutrientes das águas residuárias, sendo introduzida a seguir.

### 3.3 LODOS ATIVADOS

O sistema de lodos ativados foi criado em 1914 por Arden e Lockett (1914), e ainda hoje é o tratamento biológico mais utilizado mundialmente para tratar esgoto doméstico devido à sua alta eficiência, simplicidade de operação e baixo custo (HREIZ et al., 2015). A comunidade microbiológica utilizada nestes sistemas é bastante vasta, consistindo em vírus, fungos, algas, protozoários e, predominantemente, bactérias, sendo estas últimas as principais responsáveis pelo tratamento do esgoto. O crescimento da biomassa no sistema de lodos ativados é dado na forma de flocos que utilizam o substrato presente no esgoto bruto para se desenvolver no reator, acarretando na remoção de matéria orgânica, e em determinadas condições, nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 2002).

O processo convencional de lodos ativados é constituído por tanque de aeração, no qual os micro-organismos responsáveis pelo tratamento são mantidos em suspensão e aerados; decantador secundário, onde ocorre a separação do lodo e do efluente tratado; e um sistema de recirculação do lodo decantado para o tanque de aeração (Figura 2). A remoção de nitrogênio e fósforo neste sistema nem sempre é possível dada as especificidades ambientais requeridas pelos micro-organismos responsáveis por esses processos biológicos. Tal necessidade implica na adição de tanques anóxicos (para promover desnitrificação) e tanques anaeróbios (para desenvolver PAO – responsáveis pela remoção do fósforo), o que torna o processo de tratamento para remoção de nutrientes bastante oneroso e com alta demanda por espaço. Além disso, o sistema de lodos ativados requer alto consumo de energia para aeração e recirculação de lodo; e a má sedimentabilidade do lodo ativado (p. ex. *bulking* da biomassa) pode acarretar na deterioração da qualidade do efluente tratado (NANCHARAIH; REDDY, 2018).

Figura 2 - Ilustração das principais etapas envolvidas no processo convencional de lodos ativados.



Fonte: Adaptado de DE KREUK, 2006.

Tendo em vista o exposto, a tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA), considerada uma adaptação do sistema de lodos ativados, surge para superar as limitações supracitadas e

trazer mais sustentabilidade ao tratamento de esgoto, implicando em redução de área e economia de energia comparado ao sistema de lodos ativados. Para uma melhor abordagem, inicialmente será discorrido sobre os Reatores em Bateladas Sequenciais (RBS) que são os mais utilizados para o cultivo de lodo granular aeróbio. Posteriormente será tratada a tecnologia em si, destacando como ocorre a remoção de nutrientes no interior dos grânulos, que foi o foco deste trabalho.

### 3.4 REATOR EM BATELADAS SEQUENCIAIS

O reator em bateladas sequenciais é um sistema que envolve a utilização de um único reator de mistura completa, o qual simula virtualmente todos os processos envolvidos no sistema de lodos ativados convencional (DE KREUK, 2006). Reatores deste tipo operam em regime de ciclos, com fluxo intermitente, cujos processos ocorridos em seu interior são orientados no tempo através de fases (Figura 3), e não no espaço como ocorre no sistema de lodos ativados convencional. Usualmente o ciclo de um RBS consiste nas etapas de enchimento, reação, sedimentação, descarte e repouso, conforme elencado mais detalhadamente abaixo:

- Fase de enchimento: o esgoto bruto alimenta e enche o tanque até o nível superior de operação. Nesta fase os aeradores podem permanecer desligados ou podem estar ligados em determinado período de tempo (JORDÃO; PESSOA, 2011). Há três formas de alimentação do RBS: enchimento estático, enchimento com mistura e enchimento com reação. O enchimento estático envolve a introdução de esgoto sem mistura ou aeração, sendo mais comum em estações que objetivam a remoção de nutrientes. Nestas aplicações, o enchimento estático é acompanhado de um enchimento com mistura, de forma que os micro-organismos estejam expostos a uma quantidade suficiente de substrato, ao passo que mantém condições anóxicas ou anaeróbias. Já no enchimento com reação, tanto a mistura quanto a aeração são efetuados (VON SPERLING, 2002).
- Fase de reação: esta etapa pode compreender mistura, aeração ou ambos. Durante o período de reação, a biomassa consome o substrato em condições controladas, que pode ser apenas aeração ou aeração cíclica e mistura, para possibilitar a nitrificação e desnitrificação visando remoção de nitrogênio (METCALF; EDDY, 2016).
- Fase de sedimentação: o reator nesta fase funciona de forma análoga a um decantador secundário em uma ETE convencional. Ela se inicia após a aeração ser desligada. O reator é mantido em repouso para possibilitar a separação sólido/líquido,

resultando em um sobrenadante clarificado, o qual poderá ser descartado do reator como efluente tratado na fase de descarga (METCALF; EDDY, 2016).

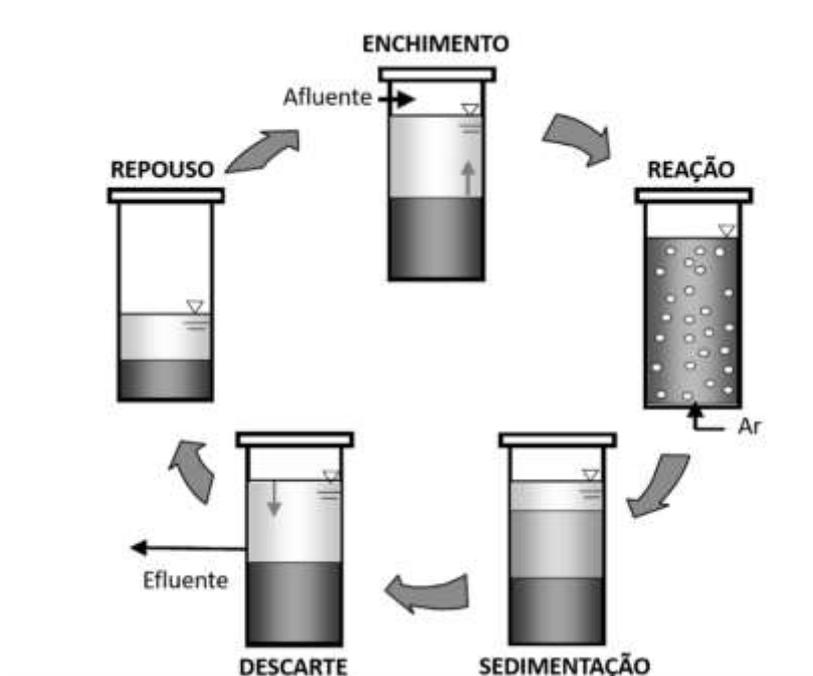
- Fase de descarga: durante esta fase ocorre o esvaziamento do reator com a retirada do sobrenadante, sendo comumente utilizados vertedores flutuantes ou ajustáveis para esta finalidade. A descarga do efluente não é completa, restando a manta de lodo no fundo do reator e sendo mantida uma pequena altura de proteção do clarificado acima da manta de lodo, também conhecida por altura de transição (JORDÃO; PESSOA, 2011).

- Fase de repouso (opcional): é utilizada para manutenções no sistema, alterações no ciclo ou retiradas do excesso de lodo.

Dentre as vantagens do RBS, podem ser citadas (i) a sedimentação completa quiescente da biomassa que implica em melhores remoções de sólidos suspensos, (ii) baixos requerimentos por área já que dispensa o uso de decantador secundário, (iii) não necessidade de mão de obra para operação dos reatores, uma vez que o sistema é automatizado, dentre outras.

Os RBS são ideais para o cultivo de lodo granular aeróbio uma vez que possibilitam a aplicação de condições de alto estresse hidrodinâmico que são necessárias para o processo de granulação. Por isso, os grânulos aeróbios são quase que exclusivamente produzidos em RBS (SARMA et al., 2017).

Figura 3 - Configuração típica de um RBS.



Fonte: Adaptado de DE KREUK (2006).

### 3.5 BIOGRANULAÇÃO: BREVE HISTÓRICO

A biogranulação envolve interações célula-célula que incluem fenômenos biológicos, físicos e químicos, sendo que esta pode ser classificada como anaeróbia ou aeróbia (LIU; TAY, 2004). Em ambos os tipos, os grânulos formados são densos agregados microbianos contendo milhões de micro-organismos por grama de biomassa, o que confere a estes formato regular, estrutura resistente e boas propriedades de sedimentação. A biogranulação é almejada no tratamento de esgoto, uma vez que é possível reter mais biomassa no sistema, resultando em grandes volumes de efluente tratado em curtos intervalos de tempo, fazendo o uso de sistemas compactos.

O processo de granulação foi primeiramente observado por Lettinga et al. (1980) que desenvolveram grânulos anaeróbios em reator de manta de lodo e fluxo ascendente, popularmente conhecido como UASB (da terminologia inglesa *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). Apesar das relativamente altas eficiências de remoção de matéria orgânica alcançadas pelo UASB e o baixo custo atrelado ao tratamento, esses reatores apresentam longos períodos de partida (*start-up*), temperatura de operação relativamente alta, inadequação para o tratamento de esgoto de baixa concentração, além da incapacidade de remover nutrientes (LIU et al., 2007a). Visando superar estas lacunas, foi desenvolvida a tecnologia de lodo granular aeróbio, inicialmente reportada por Mishima e Nakamura (1991) e sendo extensivamente estudada por diversos pesquisadores desde então (p. ex. MORGENROTH et al., 1997, BEUN et al., 1999; QIN et al., 2004; NI et al, 2009, DERLON et al, 2016; CETIN et al., 2018 in press).

### 3.6 LODO GRANULAR AERÓBIO

A definição de lodo granular aeróbio (LGA) foi discutida em 2004 durante o 1<sup>st</sup> *IWA Workshop on Aerobic Granular Sludge* ocorrido em Munique, Alemanha. Segundo de Kreuk et al. (2005a), grânulos aeróbios foram oficialmente definidos como agregados de origem microbiana, os quais não coagulam sob tensão de cisalhamento reduzida, e sedimentam significativamente mais rápido que flocos de lodo ativado.

Comparado com lodos ativados, a biomassa granular apresenta várias vantagens que a torna uma tecnologia mais atrativa para o tratamento de esgoto. Grânulos são mais densos e possuem estrutura microbiana mais forte que os flocos. Isso faz com que a biomassa granular possua maior velocidade de sedimentação, sendo a dos flocos, no mínimo, três vezes menor (CASTRO-BARROS, 2013). Como consequência da excelente velocidade de sedimentação,

tanques decantadores não são necessários, resultando em reduções de até 80% em área (de BRUIN et al., 2004). A alta retenção de biomassa também permite otimizar a performance do reator e rápida remoção de diferentes tipos de contaminantes (CASTRO-BARROS, 2013). A Tabela 1 mostra as principais diferenças entre lodos ativados e o lodo granular aeróbio.

Tabela 1 - Diferenças entre lodos ativados e lodo granular aeróbio.

<b>Parâmetro</b>	<b>Lodos ativados</b>	<b>Lodo granular aeróbio</b>	<b>Considerações</b>
Forma e tamanho médio	Irregular; pequeno (< 0,2 mm)	Partículas distintas com formato esférico bem definido; > 0,2 mm	Maiores tamanho e densidade fazem com que os grânulos aeróbios decantem rapidamente quando não submetidos à mistura.
Peso específico	0,997 – 1,01	1,010 – 1,017	Grânulos aeróbios com alto peso específico permitem separação sólido-líquido mais rápida.
Velocidade de sedimentação	≈ < 10 m/h	> 10 m/h	Grânulos aeróbios sedimentam sem depender de agentes externos.
Índice Volumétrico de Lodo (IVL)	$IVL_5 \neq IVL_{30}$	$IVL_5 = IVL_{30}$	Grânulos possuem melhor sedimentabilidade.
Substâncias poliméricas extracelulares (EPS)	Baixo conteúdo de EPS	Alto conteúdo de EPS comparado aos lodos ativados	EPS tem um papel promitente na agregação e estabilidade dos grânulos.

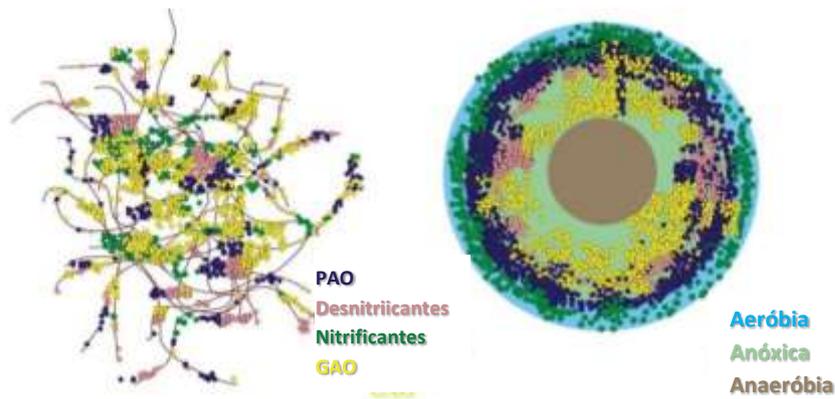
Fonte: Adaptado de Nancharaiiah e Reddy (2018).

Uma das particularidades do lodo granular aeróbio do ponto de vista microbiano é sua estrutura estratificada que surge devido aos limites de difusão de oxigênio no interior dos grânulos. A presença de camada aeróbia, na parte mais superficial do grânulo onde o oxigênio é disponível, permite o desenvolvimento de bactérias nitrificantes; enquanto que seu núcleo anóxico ou anaeróbio permite a coexistência de bactérias desnitrificantes e organismos acumuladores de polifosfato (PRONK et al., 2015). Portanto, uma série de conversões biológicas ocorre nas diferentes zonas dos grânulos em um único tanque. A Figura 4 mostra uma comparação entre as estruturas de grânulos e flocos de lodo ativado.

Por apresentar estrutura estratificada e compacta, com alta concentração de biomassa, a aplicação do lodo granular aeróbio é bastante versátil. Há estudos bem-sucedidos de sua aplicação no tratamento de efluentes industriais de alta concentração (SCHWARZENBECK et al., 2004a), fármacos (AMORIM et al., 2018), efluentes têxteis (FRANCA et al., 2015), efluentes de matadouro (PIJUAN et al., 2011), metais pesados (LIU et al., 2015), compostos xenobióticos (ADAV et al., 2007), dentre outros. Além disso, os grânulos aeróbios podem ser

utilizados para o tratamento de águas residuárias de baixa concentração, com alcance de nitrificação e desnitrificação simultâneas, bem como remoção biológica de fósforo, o que indica sua potencialidade para tratar esgoto doméstico. Neste sentido, há vários estudos da aplicação da tecnologia de LGA para o tratamento de esgoto doméstico diluído (NI et al., 2009; WAGNER e DA COSTA, 2013; DERLON et al., 2016; ZOU et al., 2018).

Figura 4 - Diferença estrutural entre flocos ativados (à esquerda) e grânulos (à direita).



Fonte: Adaptado de Winkler, 2012.

### 3.6.1 Fatores influentes no processo de granulação

Vários fatores influenciam na formação, estrutura e desenvolvimento dos grânulos aeróbios de modo que para a granulação ser alcançada, uma série de condições hidráulicas e operacionais devem ser satisfeitas. Alguns dos fatores mais influentes no processo de granulação serão discutidos nos próximos parágrafos.

A carga orgânica bem como a composição do substrato são fatores influentes na formação e estruturação dos grânulos aeróbios. Estudos apontam que os grânulos aeróbios podem ser cultivados em uma ampla faixa de carga orgânica, variando de 2,5 a 15 kg·DQO·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup> (MOY et al., 2002; LIU et al., 2003). No entanto, Ni et al. (2009) e Derlon et al. (2016) demonstraram também ser possível cultivar grânulos aplicando cargas orgânicas iguais e inferiores a 1,0 kg·DQO·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>. No geral, cargas orgânicas baixas promovem a formação de grânulos pequenos e compactos, enquanto a aplicação de cargas orgânicas altas resulta na formação de grânulos grandes, porém menos densos (CASTRO-BARROS, 2013). Além disso, cargas orgânicas muito altas podem levar a desintegração e a quebra dos grânulos aeróbios (ADAV et al., 2010). Quanto à composição do substrato, estudos têm demonstrado que a granulação aeróbia é independente do substrato, o que confere uma vasta aplicação desta

tecnologia para todos os tipos de águas residuárias (LIU et al., 2010). Em contrapartida, o tipo de substrato pode influenciar na estrutura dos grânulos aeróbios. Grânulos alimentados com glicose apresentam estrutura filamentososa, enquanto os cultivados com acetato apresentam estrutura compacta não filamentososa (LIU; TAY, 2004). Além disso, Wagner et al. (2015) demonstraram que a fração de matéria orgânica particulada contida no efluente interfere no processo de granulação, acarretando em cinéticas mais lentas de formação dos grânulos, e superfícies irregulares e filamentosas quanto maior for a fração orgânica particulada. Portanto, sua presença pode influenciar na qualidade do efluente tratado.

A tensão de cisalhamento é uma importante força desencadeadora do processo de granulação. Estudos apontam que altas tensões de cisalhamento favorecem a formação de grânulos bem como sua estabilidade (BEUN et al., 1999; LIU; TAY, 2002). A velocidade ascensional do ar, que está diretamente relacionada à tensão de cisalhamento, molda os grânulos conferindo a estes seu formato esférico característico, como também elimina as bactérias filamentosas de sua superfície. Estudos iniciais envolvendo lodo granular aeróbio demonstraram que velocidades superficiais do ar superiores a  $1,2 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$  são essenciais para a formação dos grânulos (BEUN et al., 1999; TAY et al., 2001a). Beun et al. (1999) propuseram que altas velocidades superficiais do ar são necessárias para impedir o crescimento de bactérias filamentosas, melhorando a densidade e a estabilidade do LGA. Recentemente, Devlin et al. (2017) mostraram que a formação de LGA é de fato possível aplicando baixas velocidades ascensionais de ar ( $0,41 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ) no tratamento de águas residuárias de baixa concentração ( $340 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}^{-1}$ ), mas não em águas residuárias de média ou alta concentração ( $630$  ou  $1300 \text{ mg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Além disso, o cisalhamento hidrodinâmico causado devido a aeração por bolhas induz a produção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), hidrofobicidade da superfície celular e desencadeia interações célula-célula contribuindo para o início da formação de grânulos (NANCHARAI AH; REDDY, 2018).

A alternância entre períodos com presença e ausência de substrato (*feast-famine regime*) proporcionada pela aplicação de reatores em bateladas sequenciais (RBS) também favorece o processo de formação dos grânulos. Conforme explicado anteriormente, os RBS funcionam em regime de ciclos com enchimento, aeração, sedimentação e descarte. Como a alimentação nesses reatores não é contínua, os micro-organismos estão sujeitos a constantes flutuações de carga. O período de aeração consiste na verdade de duas fases: uma fase de degradação em que o substrato é reduzido ao mínimo, seguido por uma fase de inanição aeróbia na qual o substrato não está mais disponível. Sob condições de inanição, as bactérias tornam-se mais hidrofóbicas, o que facilita a adesão microbiana (TAY et al., 2001b). Liu e Tay (2007) investigaram os efeitos

dos *feast-famine regime* em três RBS granulares com tempos de ciclos de 1,5, 4 e 8 h, resultando em períodos de inanição de 0,8, 3,3 e 7,3 h, respectivamente. Estes pesquisadores verificaram que o reator 2 (com tempo de inanição de 3,3 h) alcançou maior densidade e melhor sedimentabilidade dos grânulos. Já reator 1 (com tempo de inanição de 0,8 h) apresentou coexistência de grânulos irregulares e leves com grânulos lisos e regulares, além de instabilidade durante o período granular. Os referidos pesquisadores também constataram que, apesar dos grânulos formados no reator 3 (tempo de inanição de 7,3 h) apresentarem boa estabilidade, o tempo de inanição prolongado não é aconselhável para aplicação prática devido à baixa eficiência. Logo, o tempo de inanição deve ser controlado em uma escala de tempo plausível.

O tempo de sedimentação atua como uma grande pressão de seleção hidráulica na comunidade microbiana, sendo a aplicação de curtos tempos de sedimentação de suma importância para o processo de granulação. Qin et al. (2004) reportaram que grânulos aeróbios foram dominantes em RBS operado com 5 min de tempo de sedimentação, enquanto nos reatores com 20, 15 e 10 minutos houve coexistência de LGA e lodos suspensos. Com a redução do tempo de sedimentação, grânulos compactos são formados e o lodo com má sedimentabilidade é lavado (*washout* da biomassa) do reator, portanto a granulação é favorecida pela aplicação de curtos tempos de sedimentação. Vale salientar que a aplicação de curtos tempos também resulta em menores quantidades de biomassa retida no reator, portanto a definição do tempo de sedimentação deve ser feita de forma cautelosa.

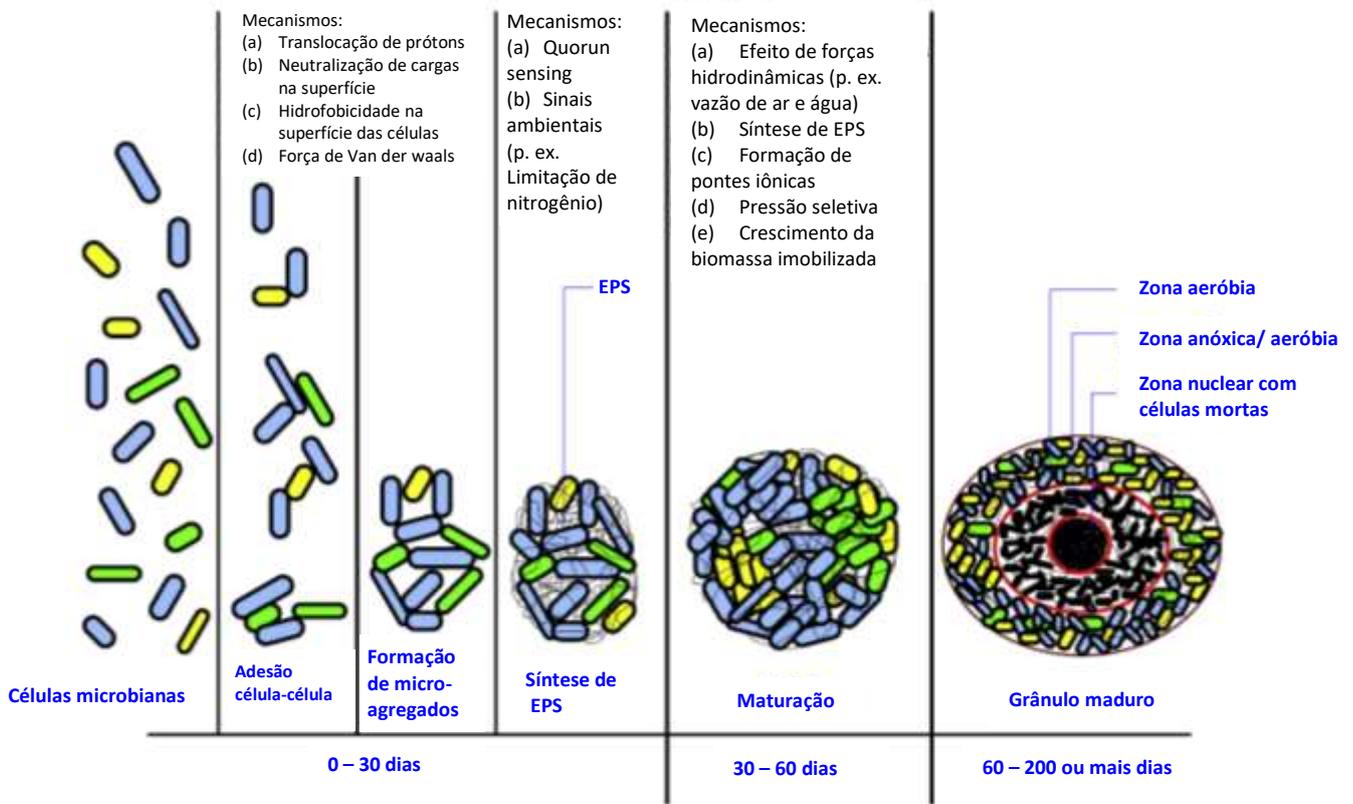
### **3.6.2 Mecanismos de formação dos grânulos aeróbios**

Existem várias teorias para explicar o processo de granulação, sendo uma das mais recentes a proposta por Zhang et al. (2016). Segundo este mecanismo (Figura 5), o processo de granulação ocorre em quatro etapas, descritas simplificada e a seguir:

- i. ligação inicial célula-célula dando princípio ao processo de granulação;
- ii. desenvolvimento de microagregados por essas células auto-fixadas;
- iii. biossíntese de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) pelos micro-organismos agregados, e
- iv. maturação dos grânulos em resposta aos parâmetros hidrodinâmicos externos aplicados pela configuração do reator e condições de operação.

Bactérias não são suscetíveis de agregar-se naturalmente devido às forças eletrostáticas repulsivas e interações de hidratação entre elas (LIU; TAY, 2004). A neutralização das cargas superficiais microbianas por cátions divalentes como o  $\text{Ca}^{2+}$  tem sido considerada como um possível mecanismo que facilita a ligação inicial célula-célula. Além disso, interações hidrofóbicas e força de van der Waals também podem contribuir nesta atração (SARMA et al., 2017).

Figura 5 - Representação esquemática da formação dos grânulos e dos mecanismos envolvidos em cada etapa.



Fonte: Adaptado de Sarma et al., 2017.

As células anexadas vão gradualmente formando microagregados de micro-organismos através da ligação com novas células. Conseqüentemente, ocorre a produção de EPS pelos micro-organismos ocasionando a formação de grânulos imaturos. A maturação do grânulo ocorre quando estes se tornam compactos e alcançam diâmetro de 1-3 mm (SARMA et al., 2017). Percebe-se então a estratificação dos grânulos, cujos micro-organismos anaeróbios e anaeróbios facultativos bem como células microbianas mortas constituem a região nuclear do grânulo, enquanto micro-organismos aeróbios ocupam a superfície, onde o oxigênio está

disponível. A obtenção de grânulos maduros com eficiência de remoção estável de DQO pode levar de uma semana a vários meses (SARMA et al., 2017).

Conforme mencionado anteriormente, o EPS é um dos principais fatores no processo de formação dos grânulos, sendo seu papel já bem estabelecido (ADAV et al., 2008). O EPS é composto por polissacarídeos, proteínas, lipídios, ácidos nucleicos e húmus, além de outros componentes (MIKSCH e BEATA, 2012; ADAV e LEE, 2008). As proteínas e os polissacarídeos, como principais componentes do EPS, contêm grandes quantidades de grupos funcionais, como hidroxilas e carboxilas (ZHU et al., 2015), que podem mudar as propriedades da superfície do lodo e as forças hidrofóbicas (LIN et al., 2015). Com a ajuda de forças hidrofóbicas, os flocos de lodo podem se unir e estabelecer uma estrutura de rede especial para favorecer a formação de grânulos aeróbios rapidamente (LEE et al., 2010).

Também vem sendo recentemente reportado na literatura que o *quorum sensing* favorece o processo de granulação. Segundo Sola (2012), *quorum sensing* pode ser definido como um mecanismo de comunicação entre bactérias, através da produção e difusão de pequenas moléculas químicas ou sinalizadoras, através de membranas bacterianas. Este sistema de linguagem permite a coordenação do comportamento bacteriano em relação ao meio ambiente, regulando a expressão de genes especializados, em resposta à densidade populacional (SOLA, 2012). O *quorum sensing* é considerado um dos eventos a nível molecular envolvidos na formação dos grânulos (SARMA et al., 2017). Alternativamente, *quorum quenching* é um fenômeno oposto ao *quorum sensing*. Um dos mecanismos do *quorum quenching* é a desativação das moléculas indutoras (FETZNER, 2015), portanto enzimas com este mecanismo são indesejáveis para o processo de granulação. Ao interferir com o *quorum sensing*, que é considerado benéfico, enzimas que extinguem o referido quórum podem retardar o processo de granulação ou desestabilizar grânulos maduros (SARMA et al., 2017). Portanto, a detecção de enzimas *quorum quenching* seria uma ferramenta útil de alerta precoce para desestabilização dos grânulos e falhas de processos.

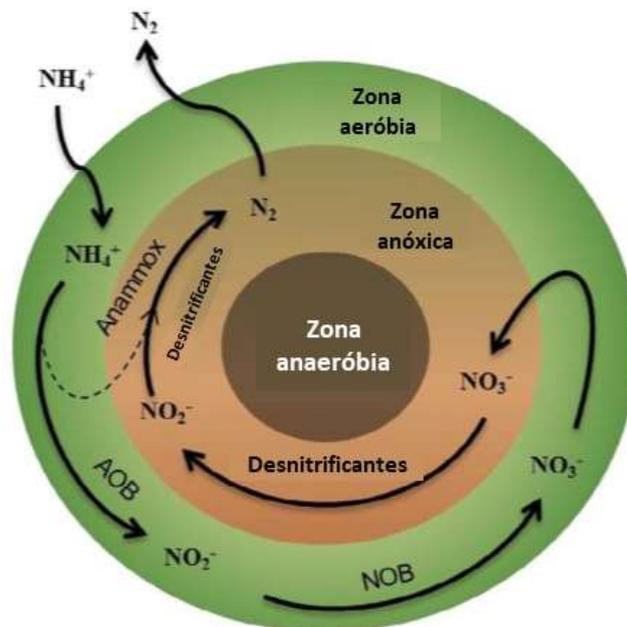
### **3.6.3 Remoção de carbono e nutrientes nos grânulos aeróbios**

Em sistemas de lodo granular, é possível obter a remoção simultânea de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo devido a coexistência de bactérias heterotróficas, nitrificantes, desnitrificantes, e PAO ocupando diferentes regiões nos grânulos (recordar Figura 4).

No início do ciclo operacional, a concentração de substrato no meio líquido é alta, sendo o OD utilizado principalmente para conversão de carbono orgânico, nitrificação e para o

crescimento celular. Na parte mais superficial do grânulo, onde o oxigênio é disponível, além do consumo da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas, ocorrem reações de nitrificação, com a produção de nitrito e nitrato. Os produtos da nitrificação se difundem no interior dos grânulos e são utilizados pelas bactérias desnitrificantes que realizam a conversão do nitrito e nitrato para nitrogênio gasoso, até mesmo quando a aeração está ocorrendo no reator. Este processo recebe o nome de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) e está representado na Figura 6. Parâmetros como concentração de OD no meio líquido, diâmetro dos grânulos, disponibilidade de doadores de elétrons e atividade microbiana são fatores influentes no processo NDS (COMA et al., 2012). Quando o diâmetro dos grânulos é muito pequeno, o processo de NDS não é eficiente uma vez que o volume da zona anóxica é pequeno (NANCHARAI AH; REDDY, 2018). Além disso, a alta concentração de OD favorece a nitrificação, no entanto desfavorece a desnitrificação, e vice-versa (NANCHARAI AH; REDDY, 2018).

Figura 6 - Representação da nitrificação e desnitrificação simultânea no interior do grânulo.



Fonte: Adaptado de Nancharaiah e Reddy (2018).

A inserção de períodos anaeróbios durante o início dos ciclos nos RBS estimula o crescimento de organismos acumuladores de polifosfato (PAO), beneficiando assim a remoção de fósforo. Durante a fase anaeróbia, AGV são consumidos pelos grânulos ocorrendo aumento da reserva de PHA e liberação de fosfato para o meio líquido. Já durante a fase aeróbia, a reserva

de PHA é consumida e ocorre a absorção de fosfato, resultando na remoção biológica de fósforo através da sua incorporação à biomassa. Há ainda bactérias que em condições anóxicas utilizam o PHA armazenado como doador de elétrons para a desnitrificação (DPAO), culminando na remoção de nitrogênio e fósforo pelo mesmo grupo de micro-organismos. A respeito disso, alguns pesquisadores encontraram em grânulos aeróbios um grupo de bactérias desnitrificantes *Accumulibacter* capazes de realizar desnitrificação através da absorção de fósforo e redução do nitrato (GONZALEZ-GIL; HOLLIGER, 2011). DPAO são desejáveis nos sistemas de LGA, portanto as condições que favorecem o enriquecimento destes organismos no meio devem ser investigadas.

Há diversos estudos da aplicação de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico de baixa concentração que reportaram altas remoções de nutrientes. Derlon et al. (2016) cultivaram grânulos aeróbios em reatores em bateladas sequenciais, operados com volume constante, tratando esgoto doméstico de baixa concentração ( $304 \text{ mg} \cdot \text{DQO} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Na melhor das estratégias experimentais testadas, estes pesquisadores conseguiram alcançar altas eficiências de remoção de fósforo e amônio, 89 e 96%, respectivamente, não havendo produção considerável de nitrito. A concentração média de nitrato no efluente tratado foi  $3,9 \text{ mg/L}$ . Coma et al. (2012) também utilizaram RBS para tratar esgoto diluído com grânulos aeróbios. Para a condição mais estável, esses pesquisadores conseguiram alcançar eficiências de remoção de 80, 84 e 99% para matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, respectivamente. Foi reportada acumulação de nitrito no reator durante a fase aeróbia do ciclo. A Tabela 2 apresenta resumidamente mais alguns trabalhos envolvendo granulação aeróbia a partir de esgoto doméstico diluído e de concentração intermediária.

Tabela 2 - Estudos envolvendo lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto real de concentrações baixa e intermediária.

<b>Tipo de água residuária/ concentração (mg·L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Tipo de reator/escala</b>	<b>Condições operacionais</b>	<b>Performance do tratamento (Remoções)</b>	<b>Características dos grânulos</b>	<b>Referências</b>
Esgoto doméstico (DQO:130, NT:60)	RBS/escala de bancada (3 L)	Ciclo de 3 h reduzido para 2 h após 16 dias de <i>start up</i>	DQO: 49% NT: 11%	Diâmetro: 1,1 mm IVL <sub>10</sub> : 38 mL·g <sup>-1</sup>	de Kreuk e van Loosdrecht (2006)
Esgoto doméstico (DQO: 95-200, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : 57)	RBS/escala piloto (1 m <sup>3</sup> )	Ciclos de 4 h reduzido para 3h após 80 dias de <i>start up</i>	DQO: 85-95% N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> :90-99% Acúmulo de nitrato	Diâmetro: 0,2-0,8 mm IVL <sub>30</sub> :35 mL·g <sup>-1</sup> SSVLM: 8-10 g·L <sup>-1</sup>	Ni et al. (2009)
Esgoto doméstico (DQO < 200, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : 36-68)	RBS/escala piloto (98 L)	Ciclo de 4 h, com redução progressiva do tempo de sedimentação de 35 para 13 min	DQO 75% N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> 73% Acúmulo de nitrito devido a nitrificação parcial	Diâmetro: 0,29 mm IVL <sub>30</sub> : 67 mL·g <sup>-1</sup>	Guimarães et al. (2017)
Esgoto doméstico (DQO: 412 – 849, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : 76-91)	RBS/escala piloto (11L)	Iniciado com 3 h, aumentando para 4 h após 88 dias de <i>start up</i>	DQO: 92% N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : 96%	Diâmetro: 0,3-1,3 mm SSLM: 1,4 g·L <sup>-1</sup> aos 171 dias, alcançando 3,4 g·L <sup>-1</sup> aos 241 dias IVL <sub>30</sub> : 53 mL·g <sup>-1</sup>	Wagner e da Costa (2013)
Esgoto doméstico (40%) + esgoto industrial (60%) (DQO:1000, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> :60)	RBS/escala piloto (31,4 L)	Ciclo de 4 h, com tempo de sedimentação reduzido gradualmente de 45 min para 8 min no início da operação	DQO: 80% N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> : 98% Acúmulo de nitrato	Diâmetro: 0,25 mm, chegando a 0,8 mm aos 800 dias IVL <sub>30</sub> < 50 mL·g <sup>-1</sup> SSVLM : ~ 7 g·L <sup>-1</sup> aos 400 dias, atingindo 20 g·L <sup>-1</sup> aos 800 dias	Liu et al. (2010)

Fonte: O autor.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

O sistema experimental utilizado foi montado na área experimental do Grupo de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, localizada na ETE Mangueira, Recife-PE. A referida estação recebe esgoto essencialmente doméstico dos bairros da Mangueira, Mustardinha e San Martin. A ETE Mangueira foi projetada para atender uma população de 18.000 habitantes (MORAIS et al., 2013), sendo a vazão média atual afluyente à ETE de  $35 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ .

O sistema experimental foi composto por dois reatores idênticos em escala piloto que funcionaram em bateladas sequenciais, RBSGI e RBSGII, confeccionados em acrílico transparente. As características geométricas dos reatores bem como sua representação esquemática e imagem são mostradas na Tabela 3 e Figuras 8 e 7. Os reatores foram mantidos em ambiente aberto na área experimental, envoltos com uma capa protetora de napa a fim de evitar a proliferação de algas devido à incidência direta de raios solares nas paredes dos reatores. Huang et al. (2015) reportaram que o crescimento de algas no RBS com grânulos ocasionou descréscimo da produção de EPS, desenvolvimento de grânulos pequenos e significativas quedas nas remoções de nitrogênio e fósforo.

Figura 7 - Imagem dos reatores RBSGI (à esquerda) e RBSGII (à direita).



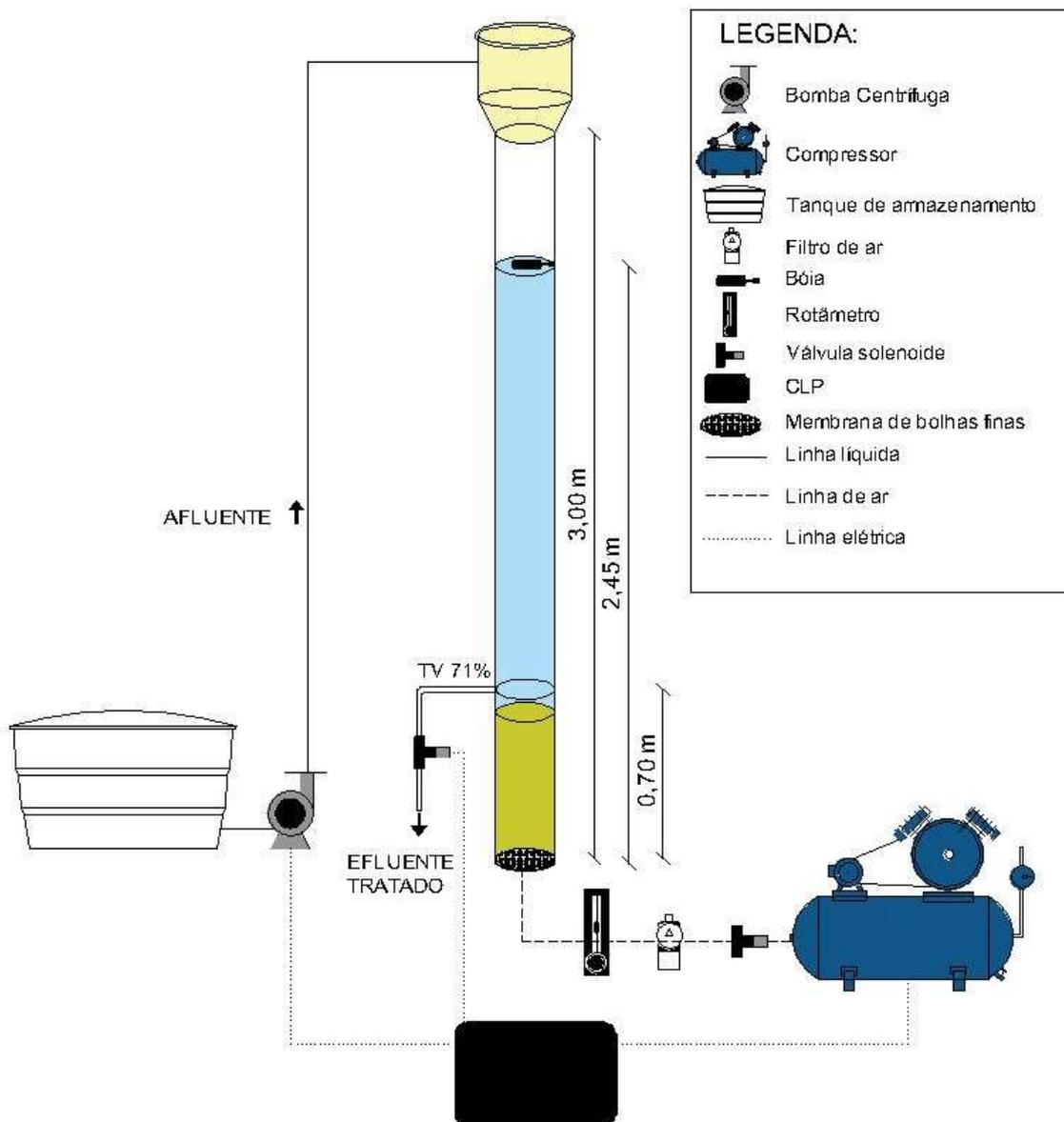
Fonte: O autor.

Tabela 3 - Características geométricas dos reatores.

Altura total	Altura Útil (H)	Diâmetro Interno (D)	Volume útil	Volume total	Relação H/D	Altura da troca volumétrica
3 m	2,45 m	0,245 m	115,5 L	141,4 L	10	0,70 m

Um controlador lógico programável com linguagem Ladder (CLP, marca Siemens®, modelo Simatic S7 1200) foi acoplado a um painel elétrico o qual acionava automaticamente as demais peças do aparato experimental. A representação gráfica dos reatores, bem como os equipamentos acionados pelo CLP são ilustrados na Figura 8.

Figura 8 - Representação do aparato experimental dos RBSG.



Fonte: O autor.

Após passar por tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia e calha Parshall), o esgoto afluyente à ETE era transportado para um tanque de armazenamento com capacidade de  $1 \text{ m}^3$  para posteriormente alimentar os reatores. Para dar início ao ciclo operacional, o esgoto bruto foi introduzido nos reatores por bombeamento através de bombas centrífugas  $\frac{1}{2}$  cv (marca Schneider®, modelo BC 915 SC). Após a etapa de alimentação, compressores de ar (marca Schulz®, modelo CSL 10/100 Pratic ar) foram acionados pelo CLP de duas formas: intermitentemente, através de pulsos de ar em intervalos predefinidos durante a fase anóxica/anaeróbia; e continuamente, durante a fase de aeração. Desse modo, o ar injetado serviu como fonte de oxigênio para os processos biológicos, bem como para promover mistura no reator devido à turbulência gerada. A vazão de ar nos reatores foi medida e controlada através de rotâmetros (marca Dwyer®, modelo DR 200482) e a distribuição de ar foi feita por difusores de ar circulares de membrana (marca Ecosan®, modelo DCM) capazes de formar bolhas finas. Após a etapa de sedimentação, o descarte foi feito por intermédio de válvulas solenoides pneumáticas (Marca Asco®, série 8210) que eram acionadas por compressor de ar exclusivamente para este fim.

A cada ciclo operacional, 82,5 L do efluente tratado eram descartados do reator, configurando uma troca volumétrica de 71%, ou seja, a cada novo ciclo remanesciam 33,0 L do efluente tratado no ciclo anterior. A vazão de ar aplicada em ambos os reatores foi mantida em  $27,5 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$  correspondendo a velocidade ascensional de  $0,97 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$  (calculada pela equação 9, Apêndice), e a concentração de OD foi mantida em aproximadamente  $8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . O TDH de ambos os reatores foi 0,23 d (calculado pela equação 6, Apêndice).

#### 4.2 OPERAÇÃO DOS REATORES

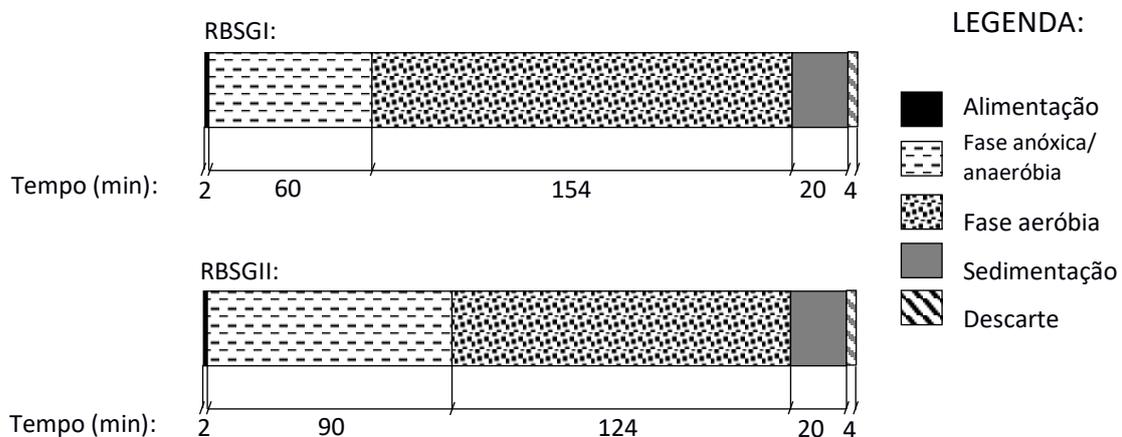
A partida nos reatores foi dada sem adição de inóculo, permitindo desse modo que a biomassa crescesse naturalmente nos reatores. Com o intuito de selecionar biomassa granular, foi adotado desde o início da operação tempo de sedimentação curto (20 min) para ambos os reatores, mantendo-se inalterável até o final da operação.

Ambos os reatores foram operados em bateladas sequenciais com ciclos de 4 horas, totalizando 6 ciclos diários. O ciclo dos reatores contemplou as etapas de enchimento, fase anóxica/anaeróbia, fase de reação aeróbia, sedimentação e descarte, sendo a duração de seus respectivos tempos mostradas no diagrama da Figura 9. Vale ressaltar que a fase anóxica/anaeróbia foi assim denominada devido a esta no início do ciclo apresentar condições de anoxia (devido a presença de nitrato remanescente do ciclo anterior no reator), sendo que

quando o nitrato foi inteiramente consumido, a fase anóxica passou a ser anaeróbia. Ou seja, rigorosamente, esta fase do ciclo foi anóxica e anaeróbia.

Percebe-se pela Figura 9 que a única diferença operacional entre os reatores RBSGI e RBSGII residiu na duração da fase anóxica/anaeróbia e da fase de reação aeróbia, apresentando o primeiro fase anóxica/anaeróbia mais curta (60 min) e tempo de aeração mais longo (154 min). Durante a fase anóxica/anaeróbia foram introduzidos pulsos de ar em intervalos regulares de 20 min durante 4 s visando promover o contato da biomassa com o substrato. Vale ressaltar que os pulsos de ar não aumentaram significativamente a concentração de OD no reator, conforme poderá ser visto mais a diante no perfil de OD dos reatores (Figuras 21 e 22), sendo mantidas, portanto, condições anóxicas e anaeróbias durante o ciclo. Derlon et al. (2016) também injetaram ar durante a fase anaeróbia do ciclo do RBSG, tendo a fase anaeróbia duração de 90 min (alimentação e repouso) com pulsos de ar em intervalos regulares de 15 min durante 5 s.

Figura 9 - Diagramação dos ciclos.



Fonte: O autor.

Trabalhos anteriores com o mesmo sistema operacional vêm demonstrando que a inserção de período anaeróbio no ciclo beneficia a remoção de fósforo. Araújo (2016) operando com ciclos de 3 horas estritamente aeróbios (fase de aeração de 165 min) não obteve êxito na remoção de fósforo devido a não obtenção de grânulos maduros. Alves (2017) operando em condições experimentais parecidas obteve remoção de fósforo média inferior a 25%. Em contrapartida, Sales (2018) obteve incremento na remoção de fósforo total utilizando ciclos de 4 horas com fase anóxica/anaeróbia de 15 e 40 min de duração, alcançando eficiências de remoção de 41,8% e 56,6%, respectivamente, durante o período granular. Na tentativa de

incrementar ainda mais a remoção de fósforo nos reatores, neste estudo foi aumentada a duração da fase anóxica/anaeróbia para 60 e 90 min; a fim de estimular o desenvolvimento de microrganismos de crescimento lento como os organismos acumuladores de fósforo e as bactérias desnitrificantes. Além disso, o tempo de sedimentação também foi aumentado a fim de reter mais biomassa nos reatores, tendo em vista as baixas concentrações obtidas nos estudos anteriores, as quais foram inferiores a  $1,2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  no período com grânulos.

#### 4.3 MONITORAMENTO DOS REATORES

Com o intuito de acompanhar a performance dos grânulos aeróbios bem como o desenvolvimento da biomassa granular, foram feitas coletas semanais do afluente, licor misto (nos finais da fase anóxica/anaeróbia e da fase de reação aeróbia) e efluente. Também foi realizado o perfil dos reatores a fim de obter o monitoramento durante um ciclo completo. Parâmetros como pH, potencial redox, oxigênio dissolvido, condutividade e salinidade foram medidos em campo através de um aparelho multiparâmetros (marca Hach®, modelo HQ40d multi) devido à rápida alteração dessas características. Após o término da coleta, as amostras foram conduzidas ao Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE para posteriores análises.

##### 4.3.1 Análises físico-químicas

As análises físico-químicas seguiram as metodologias descritas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2012) e estão apresentadas na Tabela 4. A frequência das análises foi semanal, sendo todas realizadas num período de 24 h de modo a garantir resultados representativos.

Tabela 4 - Análises físico-químicas.

Parâmetro	Método/ Referência	Amostras*
DQO	Colorimétrico (SM 5220 D)	AF, ANO-ANA, EF
NTK	Macro kjeldahl (SM 4500 N-org. B)	AF, ANO-ANA, EF
N-amoniaco	Titulométrico (SM 4500 N-NH <sub>3</sub> C)	AF, ANO-ANA, EF
Nitrito	Colorimétrico (SM 4500 NO <sub>2</sub> - B)	AF, ANO-ANA, EF
Nitrato	UV-Vis (SM 4500 NO <sub>3</sub> - E)	AF, ANO-ANA, EF
Alcalinidade	Titulométrico (SM 2320)	AF, ANO-ANA, EF
Fósforo total	Vanadato-molibdato (SM 4500 P D)	AF, ANO-ANA, EF
Ortofosfato	Vanadato-molibdato(SM 4500 P D)	AF, ANO-ANA, EF
Série de sólidos	Gravimétrico (SM 2540)	LM, AF e EF

\*AF – afluente, ANO-ANA – licor misto da fase anóxica/anaeróbia, LM – licor misto da fase de reação aeróbia, EF – efluente.

### 4.3.2 Microscopia

A verificação das comunidades microbiológicas que estavam se desenvolvendo na biomassa, bem como o acompanhamento visual da agregação dos grânulos foram realizados semanalmente, a partir de amostras coletadas do licor misto observadas em microscópio óptico (marca Leica®, modelo MDE) com ampliações de 100x e 400x.

### 4.3.3 Caracterização da biomassa

#### 4.3.3.1 Índice Volumétrico de Lodo

O acompanhamento da sedimentabilidade da biomassa foi realizado semanalmente através da análise do Índice Volumétrico de Lodo (IVL) de acordo com a metodologia proposta por Schwarzenbeck et al. (2004b). Esta metodologia propõe a determinação do IVL em tempos diferentes, tendo em vista a rápida velocidade de sedimentação dos grânulos em comparação aos lodos ativados. Para determinação do IVL, 1 L de licor misto foi colocado em uma proveta graduada de igual volume, sendo anotado o volume do lodo sedimentado nos tempos 5, 10 e 30 minutos. O cálculo do IVL seguiu a equação abaixo.

$$IVL_{5,10,30} = \frac{VLS_{5,10,30} \times 10^3}{SST} \quad (5)$$

Onde VLS é o volume do lodo sedimentado em mL·L<sup>-1</sup> e SST é a concentração de sólidos suspensos totais do licor misto em mg·L<sup>-1</sup>.

#### 4.3.3.2 Granulometria

A formação dos grânulos foi monitorada através da determinação da distribuição granulométrica da biomassa juntamente com teste de IVL e acompanhamento visual em microscópio. A análise de granulometria por peneiramento realizada foi baseada na metodologia proposta por Bin et al. (2011). Apesar desta metodologia ter sido desenvolvida para medição do diâmetro de lodo granular anaeróbio (LAGUNA et al., 1999), ela é aceita para determinação do tamanho dos grânulos aeróbios (DE KREUK et al., 2007).

O procedimento deu-se da seguinte forma: 200 mL de licor misto coletado no final da fase de aeração foi misturado com água deionizada a fim de diluir o lodo concentrado evitando assim colmatagem nas peneiras. Um conjunto de peneiras em aço inoxidável com abertura da malha de 212, 400 e 600 µm foi empilhado na ordem crescente do MESH das peneiras, sendo

a mistura posteriormente passada por elas. Um recipiente foi colocado no fundo da última peneira a fim de coletar a biomassa com diâmetro menor que 212  $\mu\text{m}$ . Os grânulos retidos em cada peneira foram recuperados por retrolavagem com bastante água deionizada e reservados em béqueres. Em seguida, as amostras correspondentes a cada classe granulométrica ( $d < 212 \mu\text{m}$ ;  $212 \mu\text{m} < d < 400 \mu\text{m}$ ;  $400 \mu\text{m} < d < 600 \mu\text{m}$ ;  $d > 600 \mu\text{m}$ ) foram filtradas para determinação dos sólidos suspensos totais seguindo metodologia do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2012). Uma vez determinada a concentração de SST retida em cada peneira, foi mensurada a porcentagem do peso que estas representaram nas referidas classes.

#### 4.3.3.3 Substâncias poliméricas extracelulares

As amostras de licor misto foram submetidas a extração de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) por NaOH, conforme o procedimento descrito por Tay et al. (2001c). Na quantificação das frações de polissacarídeos e proteínas foram utilizados, respectivamente, o método da Antrona (YEMM; WILLIS, 1954) e o de Lowry et al. (1951).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE

Os parâmetros medidos *in loco* do afluente, bem como sua composição média são mostrados na Tabela 5, e as cargas volumétricas aplicadas durante o experimento estão apresentadas nas Tabela 6. Baseado na concentração de sólidos suspensos totais, DQO, nitrogênio total e fósforo total, o esgoto do presente estudo pode ser classificado como de baixa concentração de acordo com Metcalf e Eddy (2016).

Tabela 5 - Resultados da caracterização do afluente durante todo o período experimental.

Parâmetros	Valor médio e desvio padrão
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$0,48 \pm 0,27$
pH	$7,35 \pm 0,13$
Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )	$29,58 \pm 0,67$
Sólidos totais ( $\text{mg}\cdot\text{ST}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$618,0 \pm 173,8$
Sólidos suspensos totais ( $\text{mg}\cdot\text{SST}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$108,0 \pm 45,5$
DQO total ( $\text{mg}\cdot\text{DQO}_T\cdot\text{L}^{-1}$ )	$281,98 \pm 51,99$
DQO solúvel ( $\text{mg}\cdot\text{DQO}_S\cdot\text{L}^{-1}$ )	$94,99 \pm 14,98$
Nitrogênio total ( $\text{mg}\cdot\text{NTK}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$39,07 \pm 12,69$
Nitrogênio amoniacal ( $\text{mg}\cdot\text{NH}_4^+\cdot\text{N}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$32,00 \pm 5,74$
Fósforo total ( $\text{mg}\cdot\text{P}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$4,17 \pm 0,67$
Ortofosfato ( $\text{mg}\cdot\text{PO}_4^{3-}\cdot\text{P}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$3,22 \pm 0,69$

Tabela 6 - Cargas volumétricas afluentes aplicadas durante todo o período experimental.

Carga volumétrica	Valor médio e desvio padrão
Carga orgânica ( $\text{kg}\cdot\text{DQO}_T\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ )*	$1,21 \pm 0,22$
Carga nitrogenada ( $\text{kg}\cdot\text{NH}_4^+\cdot\text{N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ )*	$0,14 \pm 0,02$
Carga de fósforo total ( $\text{kg}\cdot\text{P}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ )*	$0,018 \pm 0,003$

\* Cálculado a partir da equação 8, Apêndice.

Por se tratar de esgoto predominantemente doméstico, os parâmetros sofreram grande variabilidade temporal devido principalmente a alterações no clima, mudanças sazonais, hábitos da população, infiltração na rede de esgoto, dentre outros. Além disso, como o esgoto

que chega à ETE é recém-formado, não foram encontradas concentrações significativas de nitrito e nitrato.

## 5.2 CARACTERIZAÇÃO E PERFORMANCE DOS GRÂNULOS AERÓBIOS

Os resultados a seguir serão apresentados através de comparação entre os reatores RBSGI e RBSGII para cada variável do estudo. A discussão será dividida em três partes: caracterização da biomassa; desempenho nas remoções de matéria orgânica e nutrientes, e estudo comparativo entre os reatores. Vale lembrar que ambos os reatores foram operados sob condições experimentais idênticas, exceto a duração entre a fase anóxica/anaeróbia e a fase de reação aeróbia. O RBSGI foi operado com 60 min de fase anóxica/anaeróbia e 154 min de fase de aeração, já o RBSGII foi operado com 90 min de fase anóxica/anaeróbia e 124 min de fase de aeração. O experimento no RBSGI durou 112 dias tendo de ser interrompido devido ao surgimento de uma rachadura na parte inferior do reator que acabou resultando na perda de toda a biomassa. O estudo no RBSGII foi concluído 2 semanas depois, totalizando 127 dias de operação. Com base nos resultados dos testes de IVL, granulometria e observações visuais e no microscópio, foi definido que o RBSGI granulou no 58º dia e o RBSGII no 79º, sendo os resultados discutidos com foco no período granular, cujo início está destacado nos gráficos.

### 5.2.1 Caracterização da biomassa e aspectos microbiológicos

#### 5.2.1.1 Tamanho da biomassa

As classes granulométricas da biomassa para ambos os reatores são mostradas na Figura 10 e a aparência da biomassa na Figura 11. No dia inicial de operação todas as partículas tiveram diâmetro inferior a 0,2 mm, evidentemente porque ainda não havia biomassa no sistema e todos os sólidos presentes pertenciam ao afluente. A partir do dia 14 foi constatada a presença de biomassa com tamanhos variados entre as classes granulométricas analisadas, no entanto não foram percebidos agregados granulares durante as observações visuais e no microscópio, mas sim a presença de flocos densos. Sabe-se que a granulação é um processo gradual de transformação da biomassa floculenta em granular, portanto os grânulos estavam em processo de formação. A partir dos dias 58 e 79 foi observada a predominância de biomassa granular nos reatores RBSGI e RBSGII, respectivamente; momento este em que as partículas com diâmetro superior a 0,2 mm representaram pouco mais de 50% da biomassa nos reatores. Nesta ocasião, a biomassa já apresentava formato esférico e compacto.

Durante o período granular (cujo início está destacado no gráfico), a maior parte dos grânulos apresentou diâmetro entre 0,2 e 0,6 mm, sendo 2 mm o tamanho máximo encontrado (ver Figura 11c), porém seu aparecimento foi raro. Percebe-se que as classes granulométricas apresentaram grande variabilidade no período granular, existindo alguns momentos em que a biomassa apresentou tamanho de partículas inferior a 0,2 mm, o que caracteriza biomassa floculenta (dia 79 para o RBSGI e dias 99, 105 e 107 para o RBSGII). Apesar disso, foi percebida a existência de grânulos pequenos através de observações visuais e no microscópio. Portanto, biomassa granular e floculenta coexistiram em ambos os reatores durante todo o experimento e a fração de partículas sólidas com diâmetro superior a 0,2 mm não atingiu 80% em nenhum momento, indicando que a granulação nos reatores não foi completa, necessitando provavelmente de mais dias de operação para alcançar tal estágio. Vale ressaltar que, apesar da granulação não ter sido completa, houve predominância de grânulos durante alguns momentos do período granular tendo em vista que mais de 50% da biomassa foi composta por grânulos (dias 58, 64, 99, 105 e 112 para o RBSGI; e dias 79 e 112 para o RBSGII). Liu et al. (2010) tratando esgoto sanitário (40% doméstico e 60% industrial) levaram 400 dias para obtenção de granulação completa, que ocorreu quando 80% das partículas atingiram diâmetro médio superior a 0,2 mm. Os grânulos obtidos por esses pesquisadores foram pequenos até mesmo durante o período granular, o qual apresentou biomassa com tamanho médio superior a 0,25 mm, chegando a alcançar 0,8 mm aos 800 dias de operação. Ni et al. (2009), tratando esgoto doméstico de baixa concentração em RBS, observaram grânulos após 80 dias de operação. Estes pesquisadores verificaram que após 300 dias, aproximadamente 85% da biomassa do reator era granular, com diâmetros variando de 0,2 a 0,8 mm. Akaboci (2013) utilizando carga orgânica de  $2,1 \text{ kg} \cdot \text{DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$  observou granulação completa apenas após 150 dias de operação com diâmetro médio dos grânulos variando entre 0,4 e 0,6 mm.

A formação de grânulos pequenos é resultado da baixa carga orgânica aplicada devido ao esgoto aplicado ser diluído. Segundo Derlon et al. (2016), grânulos desenvolvidos com esgoto doméstico de baixa carga são bem pequenos, com diâmetro variando de 0,2 a 1,3 mm. Esses valores são bem menores que os reportados para grânulos cultivados com efluentes sintéticos e/ou de alta carga, cujo diâmetro usualmente ultrapassa os 2,0 mm (p. ex. MORGENROTH et al., 1997; BEUN et al., 1999; LIU et al., 2005; WANG et al., 2004; ABDULLAH et al., 2012).

Figura 10 - Classificação granulométrica da biomassa para RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo).

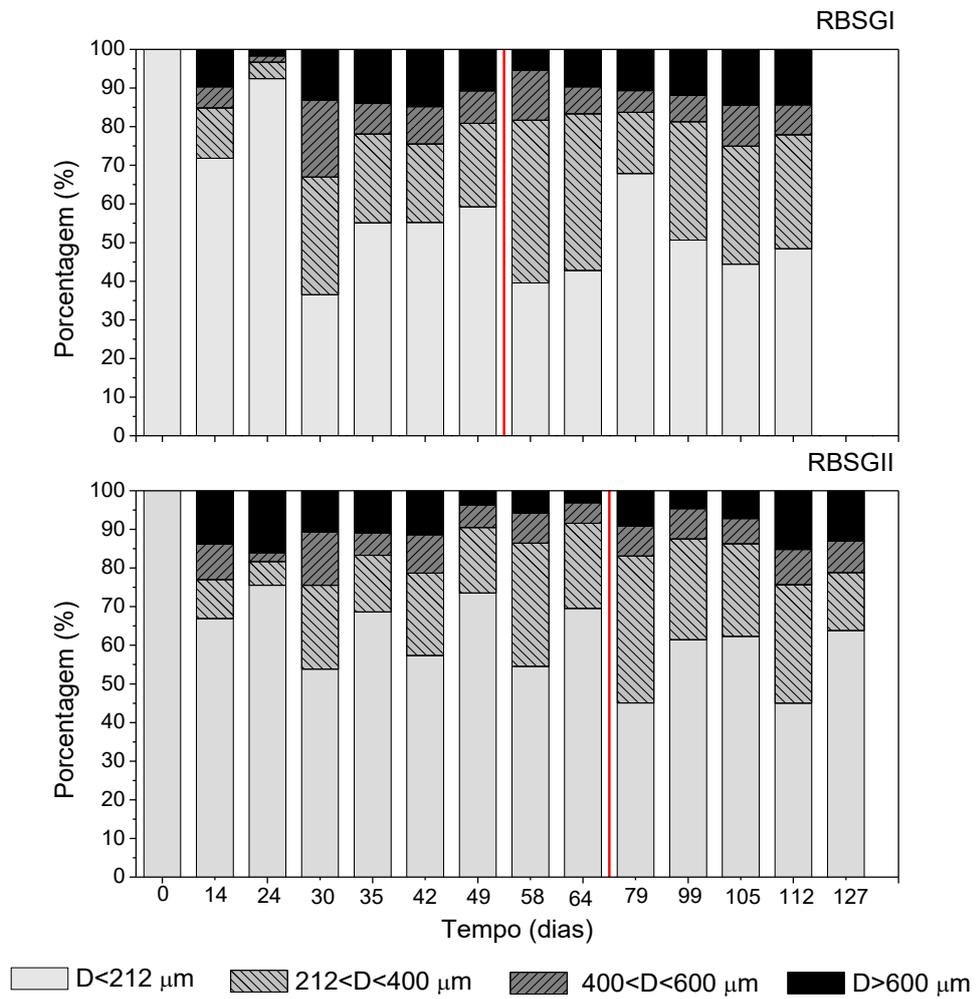
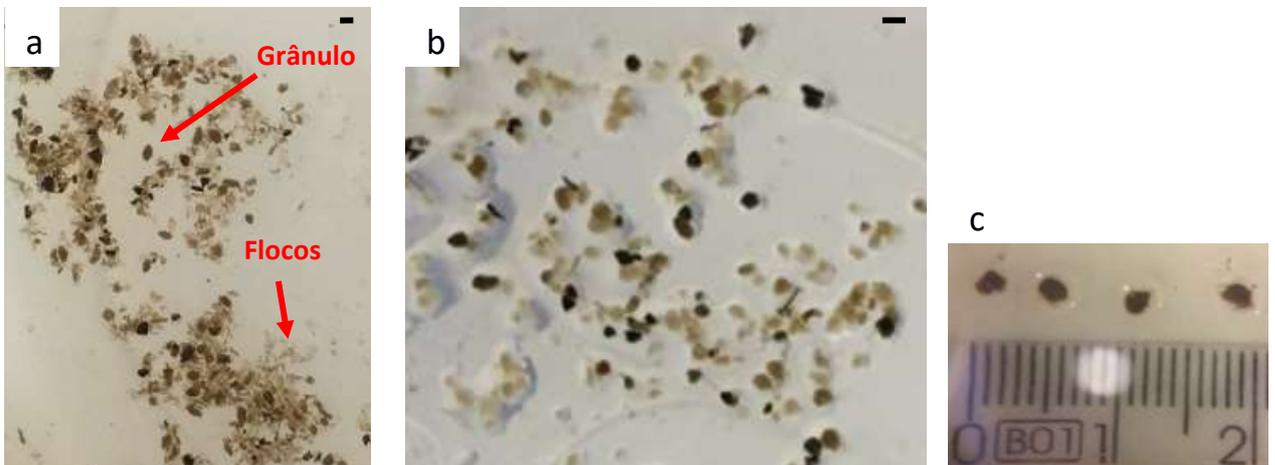


Figura 11 - (a) Coexistência de grânulos e flocos aos 99 dias de operação. (b) Grânulos aeróbios no dia 105. (c) Alguns dos maiores grânulos encontrados nos reatores, foto retirada aos 64 dias de operação. (Barra de 0,4 mm).



Fonte: O autor.

### 5.2.1.2 Desenvolvimento da biomassa e população microbiana

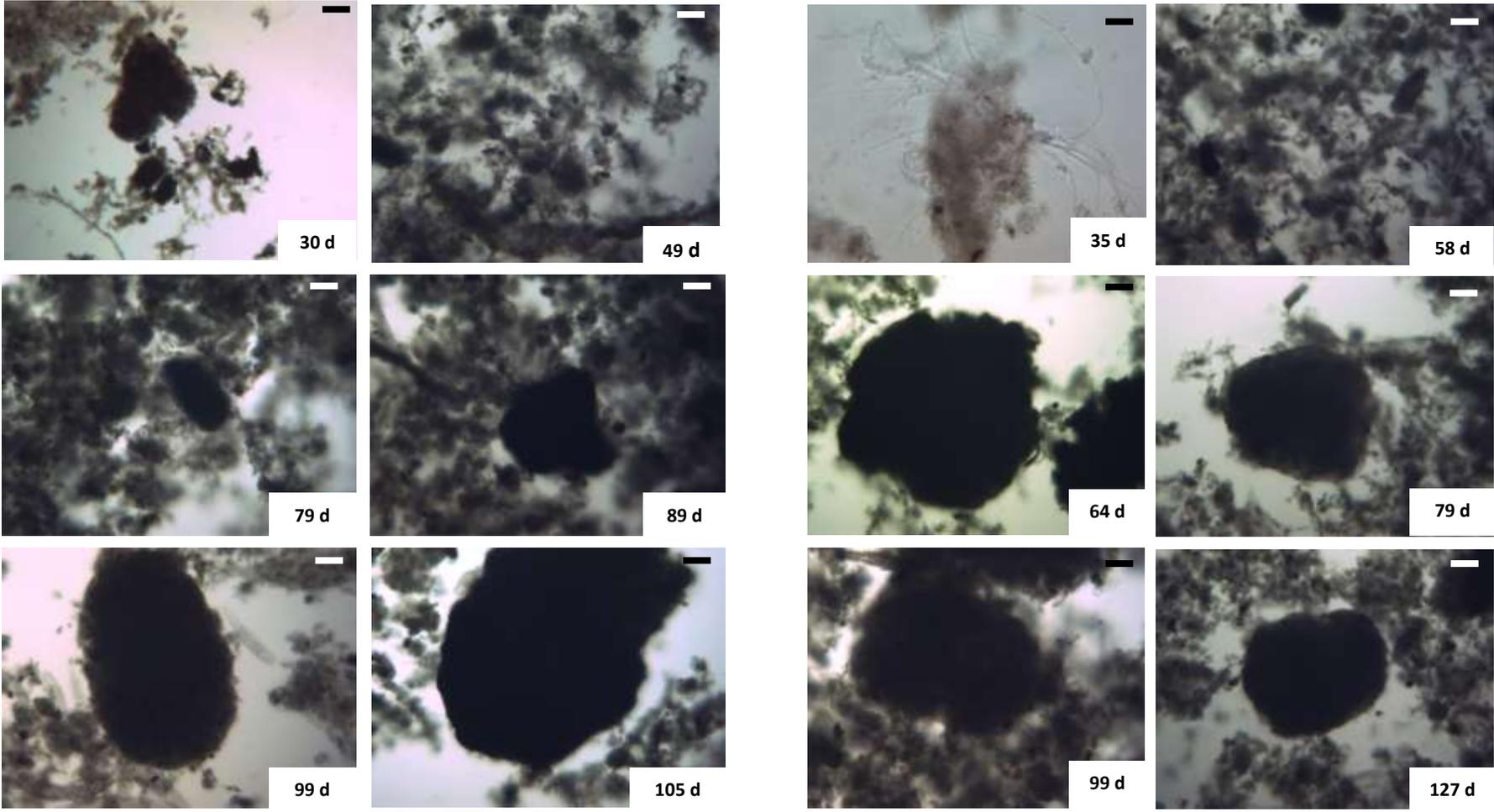
A dinâmica de agregação microbiana e a morfologia dos grânulos ao longo do experimento foram acompanhadas por microscopia, e podem ser vistas na Figura 12. Durante o primeiro mês de operação, a biomassa foi predominantemente floculenta para os dois reatores, com a presença de flocos esparsos e amorfos.

No RBSGI foi observada a presença de poucas bactérias filamentosas aos 30 dias de operação, já com a presença de alguns agregados granulares. Aos 49 dias de operação, as bactérias filamentosas neste reator estavam praticamente ausentes e os flocos já eram grandes e bastante densos. Aos 58 dias foi constatada a existência de vários agregados granulares dispersos no meio líquido. Com o passar do tempo, foi observado que os grânulos foram ficando cada vez maiores (alguns chegando a atingir 2 mm de diâmetro), bem-estruturados e compactos, indicando que o processo de maturação dos grânulos estava ocorrendo.

No RBSGII foi observada a presença de flocos pouco densos com muitas bactérias filamentosas até os 42 dias de operação, indicando que a granulação ocorreria tardiamente comparado ao RBSGI. A biomassa no RBSGII só veio apresentar flocos mais densos a partir dos 49 dias de operação, sugerindo que o processo de compactação da biomassa tinha se iniciado. A partir deste momento foi observada a presença de poucas bactérias filamentosas no reator. Aos 64 dias de operação já eram observados alguns agregados granulares. A granulação ocorreu no dia 79, e foi possível observar vários agregados granulares dispersos na biomassa. Assim como no RBSGI, os grânulos adquiriram estrutura compacta e de maior tamanho.

Não foi observado desintegração dos grânulos nos RBSGI e RBSGII, em contrapartida ao observado nos estudos anteriores com os mesmos reatores sob diferentes condições experimentais (ARAÚJO, 2016; ALVES, 2017; SILVA, 2017; SALES, 2018). Os estudos iniciais operaram reatores com ciclos estritamente aeróbios de 3 h de duração, variando as trocas volumétricas (59 e 71%) e velocidades ascencionais do ar (0,88, 1,06, 1,2 e 1,4 cm·s<sup>-1</sup>). Os grânulos obtidos por estas pesquisas mostraram-se sensíveis a variações operacionais. Sales (2018) operou os reatores com ciclos de 4 h, tendo fase anóxica/anaeróbia de 40 e 15 min para o RBSG1 e RBSG2, respectivamente. O referido pesquisador observou aos 112 (RBSG1) e aos 105 (RBSG2) dias de operação desintegração dos grânulos, sendo atribuída esta desintegração à hidrólise de proteínas e polissacarídeos, resultando perda de coesão e resistência ao cisalhamento dos grânulos. No geral, as condições aplicadas neste experimento provavelmente favoreceram a formação de grânulos com maior estabilidade, sendo os grânulos obtidos por este estudo mantidos até o final da fase experimental para ambos os reatores.

Figura 12 - Acompanhamento do desenvolvimento da biomassa do RBSGI (à esquerda) e RBSGII (à direita) utilizando microscopia óptica com ampliação de 100x. (Barra de 0,1 mm)



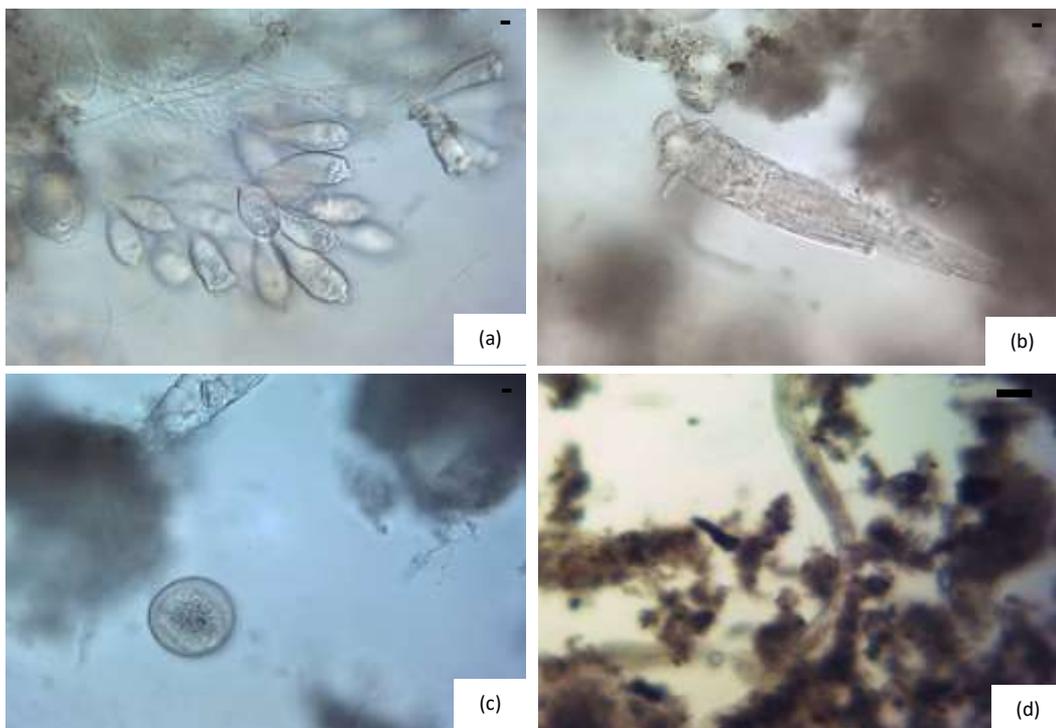
Fonte: O autor.

Também foi realizado um acompanhamento da dinâmica microbiana através da identificação de determinados grupos de micro-organismos que compunham a biomassa. Estes micro-organismos serviram como indicativos do estado de saúde do sistema, bem como dos processos biológicos que estavam ocorrendo. Foram identificados em ambos os reatores vorticellas, arcellas, euplotes, rotíferos, trachelophyllum, aspidisca, bactérias filamentosas, além do nematoide *Aeolosoma hemprichi*. A Figura 13 mostra alguns dos micro-organismos encontrados. Alguns micro-organismos estiveram presentes durante praticamente toda a fase experimental sem alterações significativas da sua densidade populacional. Foi o caso das vorticellas e dos rotíferos. Segundo Vilaseca (2001), a presença de vorticellas indica sistemas estáveis e com certa quantidade de matéria orgânica, já os rotíferos indicam sistemas de boa estabilização e excesso de oxigênio. A presença das arcellas coincidiu com o período em que os sistemas apresentaram boa nitrificação (a partir do dia 58 no RBSGI, e dia 79 no RBSGII). Trachelophyllum surgiram nos momentos em que a idade do lodo estava elevada, portanto não estiveram presentes em todos os momentos da operação. Euplotes e opercularia não foram observadas em grande número nos reatores. Segundo Vilaseca (2001), *opercularia sp.* indica média e elevada carga com alta concentração de oxigênio; os *Euplotes sp.* se alimentam de bactérias floculentas. As bactérias filamentosas estiveram presentes principalmente no início da fase experimental, quando o lodo era intumescido. Elas tem papel importante para a estruturação dos flocos, sendo sua presença inicial de suma importância para a formação dos grânulos. Beun et al. (1999) propuseram que as bactérias filamentosas agem como matriz estruturante para o desenvolvimento da biomassa granular.

A presença do nematoide *Aeolosoma hemprichi* ocorreu aos 85 dias de operação no RBSGI e aos 127 dias no RBSGII. De acordo com Liang et al. (2006) este micro-organismo, com tamanho entre 1 a 2 mm, é considerado predador de flocos sendo comumente encontrado em sistemas de lodos ativados. Seu aparecimento depende da baixa relação alimento/micro-organismo ( $F/M < 0,7 \text{ mg} \cdot \text{DQO} \cdot \text{mg} \cdot \text{SSV}^{-1}$ ) e de longos tempos de retenção celular (LIANG et al., 2006). No início da operação, a relação F/M era alta ( $1,1 \text{ mg} \cdot \text{DQO} \cdot \text{mg} \cdot \text{SSV}^{-1}$ ), evidentemente porque a concentração de biomassa no reator era baixa e tinha bastante substrato disponível para os micro-organismos. À medida que a concentração de biomassa foi aumentando, a relação F/M foi diminuindo drasticamente, e estas sucessivas baixas relações F/M (com média de  $0,32 \text{ mg} \cdot \text{DQO} \cdot \text{mg} \cdot \text{SSV}^{-1}$  até os 85 dias de operação) favoreceram a proliferação do nematoide. O mesmo ocorreu com o RBSGII, em que a relação média F/M era  $0,26 \text{ mg} \cdot \text{DQO} \cdot \text{mg} \cdot \text{SSV}^{-1}$  quando o verme surgiu no final da operação. O *Aeolosoma hemprichi* é indesejado no sistema, pois este micro-organismo se alimenta do lodo e promove a quebra

dos grânulos, logo sua população precisou ser controlada. Pelo fato do micro-organismo não sedimentar tão bem quanto a biomassa, o tempo de sedimentação no RBSGI foi reduzido de 20 para 15 min na tentativa de eliminar/reduzir a população do verme do reator. Após 10 dias, a população do aeolossoma foi controlada, sendo sua presença drasticamente reduzida. Alves (2017) operando os mesmos reatores também percebeu o aparecimento do nematoide no início da operação, enquanto estava sendo realizada a redução gradual do tempo de sedimentação visando acumular biomassa. Como estratégia para eliminar o nematoide, a referida pesquisadora também diminuiu o tempo de sedimentação, de 25 para 10 minutos, o que resultou na brusca redução de SSVLM do reator em 73%.

Figura 13 - Fotografias tiradas em microscópio óptico dos micro-organismos observados nos reatores. (a) vorticellas (ampliação de 400x), (b) rotífero (ampliação de 400x), (c) arcella e rotífero (ampliação de 400x), (d) *Aeolosoma hemprichi* (ampliação de 100x). Barra de 0,1 mm



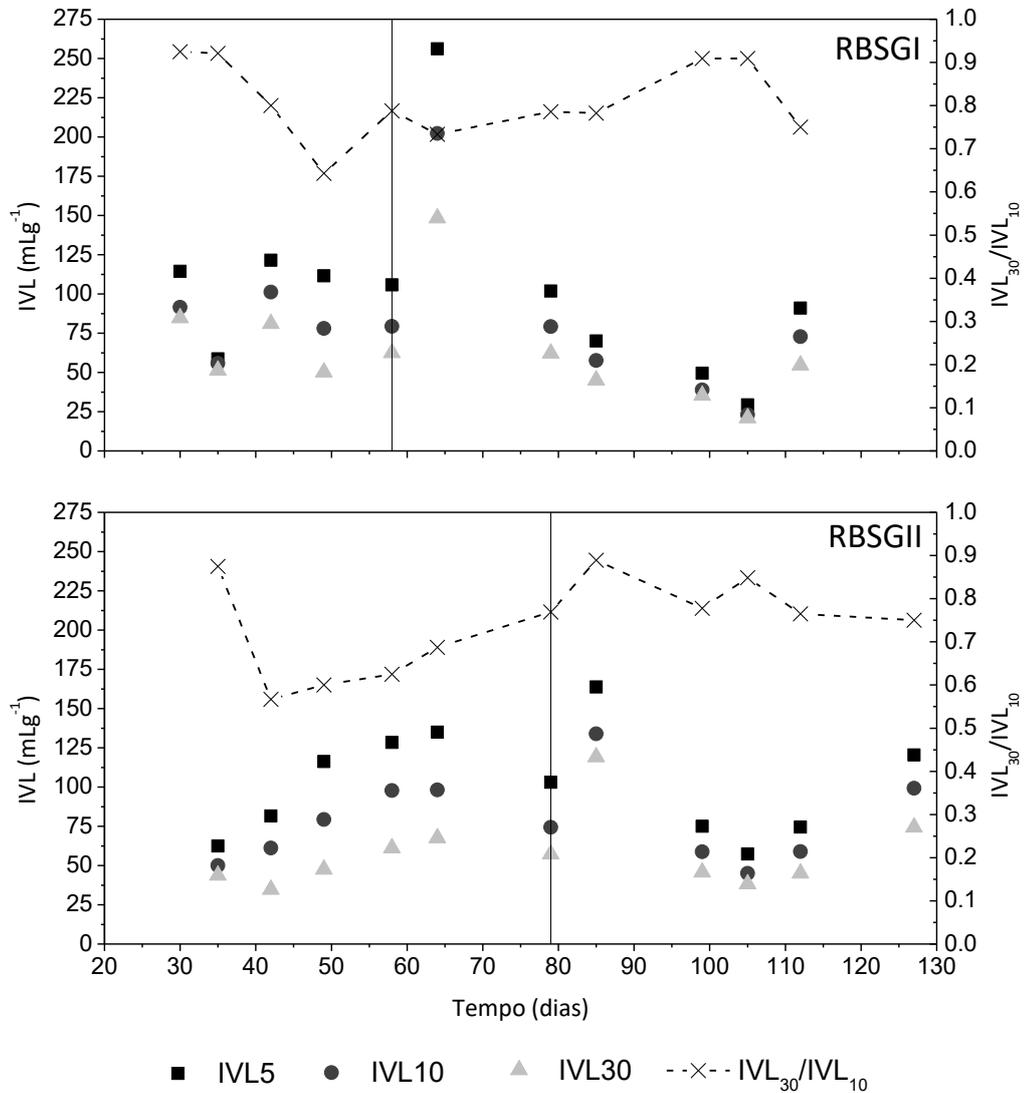
Fonte: O autor.

### 5.2.1.3 Índice Volumétrico do Lodo

A relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  é um excelente indicativo para granulação (DE KREUK et al., 2005b). Segundo Liu e Tay (2007), o processo de granulação é considerado completo quando a relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  é superior a 0,9, o que indica que a biomassa apresenta ótima sedimentabilidade e compacidade. O reator é considerado inteiramente granular quando a

relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  é igual a 1. Os resultados do IVL em 5, 10 e 30 min, bem com a relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  são mostrados na Figura 14.

Figura 14 - Resultados dos testes de IVL aos 5, 10 e 30 min, e relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  para RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo).



Para ambos os reatores, percebe-se que antes da granulação, a relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  apresentou valores elevados, algumas vezes superiores a 0,9; e próximo aos 40 dias houve seu decaimento acentuado. A relação mínima de  $IVL_{30}/IVL_{10}$  para o RBSGI ocorreu aos 49 dias de operação, já para o RBSGII ocorreu aos 42 dias. No RBSGII a razão  $IVL_{30}/IVL_{10}$  foi aumentando linearmente até atingir valor próximo a 0,8, quando foi considerado que o sistema atingiu granulação devido a predominância de grânulos. No período granular, os reatores RBSGI e RBSGII apresentaram relação média  $IVL_{30}/IVL_{10}$  de 0,81 e 0,80, respectivamente. A

estratégia para retirada do nematoide *Aeolosoma hemprichi* no RBSGI resultou no aumento da relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  de 0,8 para 0,9, aos 99 dias de operação.

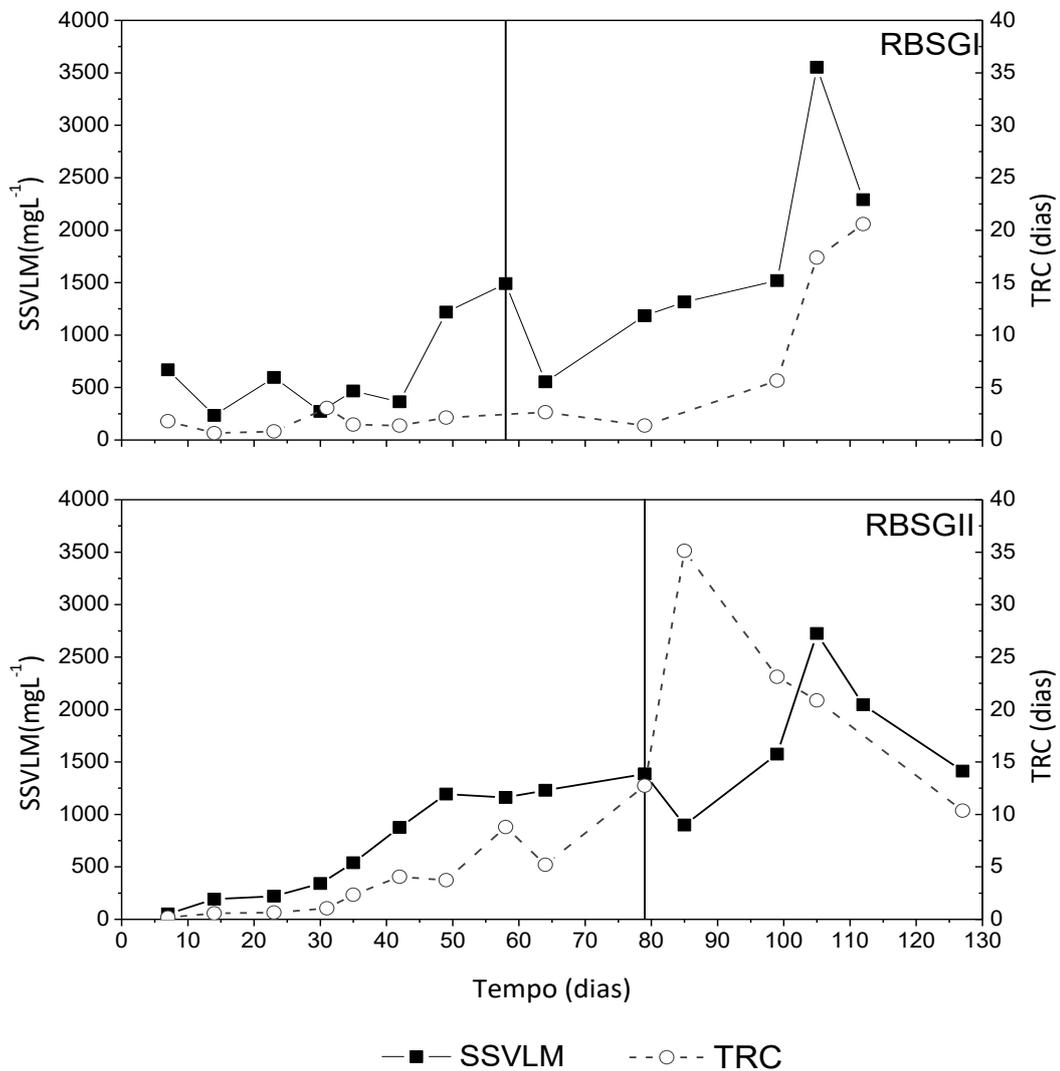
Os resultados da relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  reforçam o que já tinha sido constatado no teste de granulometria: os reatores RBSGI e RBSGII não atingiram granulação completa, haja vista a relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  não ter sido em torno de 0,9 (apesar desta ter sido alcançada em alguns momentos). Presume-se que seria necessário um tempo maior para os reatores alcançarem tal estágio de granulação, tendo em vista que trabalhos envolvendo o cultivo de LGA em esgoto doméstico diluído (LIU et al., 2010; NI et al., 2009; van der ROEST et al., 2011) demonstraram ser necessários longos períodos para uma completa granulação ser alcançada em esgotos de baixa concentração, sendo estes períodos muitas vezes superiores a 1 ano. A relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  obtida neste estudo ( $\approx 0,8$ ) indica que há coexistência de biomassa granular e floculenta nos reatores, assim como encontrado por Derlon et al. (2016) estudando esgoto doméstico diluído com aplicação de baixa carga de esgoto ( $0,9 \text{ kg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ ). Estes pesquisadores encontraram relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  de 0,85, e constataram que apesar da relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  ter sido relativamente baixa, houve predominância de grânulos, obtendo 70% de grânulos em 3 meses de operação e atingindo 75% em 317 dias. Vale enfatizar que a granulação em esgotos de baixa concentração é um processo longo e desafiador.

No período granular, foram obtidos  $IVL_{30}$  médios de 61,3 e 63,3  $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$  para os reatores RBSGI e RBSGII, respectivamente. Logo, os reatores apresentaram comportamento bastante similar quanto a sedimentabilidade do lodo. Os  $IVL_{30}$  obtidos encontram-se na faixa dos valores reportados na literatura para LGA cultivados com esgoto doméstico. Por exemplo, LIU et al. (2010) e NI et al. (2009) obtiveram  $IVL_{30}$  de 30  $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$  e 35  $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ , respectivamente, tratando esgoto doméstico. Já Derlon et al. (2016) e Coma et al. (2012) obtiveram  $IVL_{30}$  próximos a 80  $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$  e 100  $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ , respectivamente, também tratando esgoto doméstico. Wagner e da Costa (2013) obtiveram  $IVL_{30}$  pouco inferior ao obtido neste estudo, 53  $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ , utilizando RBS para tratar esgoto doméstico diluído com carga de  $1,0 \text{ kg}\cdot\text{DQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ .

#### 5.2.1.4 Sólidos e idade do lodo

A biomassa foi quantificada através da concentração de sólidos suspensos voláteis no licor misto (SSVLM) nos reatores, conforme pode ser visto na Figura 15. Além disso, a referida figura também mostra o tempo de retenção celular no RBSGI e RBSGII (cálculo a partir da equação 10, Apêndice).

Figura 15 - Concentração de SSV no licor misto e TRC para os reatores RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo).



Como os reatores não foram inoculados, o desenvolvimento da biomassa deu-se de forma lenta (chegando a  $596,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  aos 23 dias de operação para o RBSGI, e  $539,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  aos 35 dias para o RBSGII). Além disso, a aplicação de curtos tempos de sedimentação desde o início da operação estava retirando constantemente biomassa dos reatores, e selecionando os flocos mais densos. No início da operação, a concentração de SSV no efluente chegou a  $169,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para o RBSGI, e  $80,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para o RBSGII. A biomassa foi gradativamente acumulada no interior dos reatores, motivo pelo qual houve sua diminuição no descarte do efluente tratado. Logo após a granulação ser atingida, a concentração de SSVLM teve ligeira queda em ambos os reatores, e depois aumentou de forma mais acentuada até atingir valores máximos:  $3,6 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$  para o RBSGI, e  $2,7 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$  para o RBSGII. Durante o período granular, as concentrações médias

de SSVLM foram 1,70 e 1,67 g·L<sup>-1</sup> para os reatores RBSGI e RBSGII, respectivamente. Já as concentrações de SSV no efluente foram 58,5 mg·L<sup>-1</sup> e 19,0 mg·L<sup>-1</sup>.

A concentração de biomassa obtida neste estudo foi baixa comparada aos valores geralmente reportados na literatura para LGA, até mesmo para granulação em esgoto doméstico diluído, cuja concentração de biomassa ultrapassa 8,0 g·SSV·L<sup>-1</sup> (NI et al., 2009; LIU et al., 2010, PRONK et al., 2015). No entanto, também há alguns estudos que apontam baixas concentrações de biomassa para grânulos cultivados em esgotos de baixa concentração, corroborando assim com a verificada por este estudo. Liu et al. (2007b) reportaram concentração média de SSV de 1,3 g·L<sup>-1</sup> depois de 70 dias de operação tratando esgoto doméstico real. Wagner e da Costa (2013), também tratando esgoto doméstico em RBS, chegaram a alcançar 3,4 g·SSV·L<sup>-1</sup> aos 241 dias.

A idade do lodo aumentou gradativamente durante todo o experimento para o RBSGI, seguindo tendência parecida com a do acúmulo da biomassa. Já para o RBSGII, durante o período granular a mesma tendência não foi observada. Entre os dias 80 e 100 (período em que houve o pico da idade do lodo e ligeira diminuição de biomassa no RBSGII), a concentração de SSV no efluente foi bastante baixa, chegando a 6 mg·L<sup>-1</sup>, o que resultou num alto tempo de retenção celular. Sabe-se que a idade do lodo tem grande influência nos processos de nitrificação e EBPR. Idade do lodo entre 8 a 10 dias beneficia a remoção de nutrientes em sistemas de lodos ativados convencionais; já idades do lodo maiores, de 20 a 25 dias, são requeridas para sistemas de lodos ativados com aeração prolongada.

Uma ampla faixa de tempo de retenção celular é reportada na literatura para LGA. Beun et al. (1999) obtiveram valores variado de 0,6 a 11,7 dias para grânulos cultivados com etanol. Tay et al. (2001b) obtiveram idades do lodo entre 7 a 9 dias em RBS alimentados com glicose e acetato para o cultivo de LGA. Corsino et al. (2017) obtiveram valores variando entre 45 e 50 dias tratando águas residuárias com alta salinidade. Neste estudo, foi obtido idade do lodo de 4,9 dias para o RBSGI e 9,2 dias para o RBSGII durante todo o período experimental.

#### 5.2.1.5 Substâncias Poliméricas Extracelulares

A matriz de EPS é um componente essencial do LGA, sendo importante para a agregação dos micro-organismos, formação dos grânulos e estabilidade estrutural (NANCHARIAH; REDDY, 2018). A Figura 16 mostra a diferença do conteúdo de proteínas (PN) e polissacarídeos (PS) durante o período em que predominou a biomassa floculenta e a

granular. O conteúdo de EPS por grama de SSVLM e a relação PN/PS obtida por este estudo estão expressos na Tabela 7.

Com a granulação, percebe-se que houve um aumento na produção de proteína e carboidratos no licor misto, também resultado do incremento da biomassa nos reatores. O acréscimo da quantidade de proteínas se relaciona com o desenvolvimento da biomassa granular (SALES, 2018), uma vez que estas possuem papel fundamental na estruturação dos grânulos. Já os carboidratos favorecem a coesão e a adesão celular, sendo importantes para a manutenção da integridade estrutural dos grânulos (ZHANG et al., 2015).

A relação PN/PS obtida por este estudo foi similar a encontrada por Ni et al. (2009) em grânulos formados a partir de esgoto doméstico de baixa concentração. Os referidos pesquisadores também utilizaram os métodos de Lowry e da antrona para quantificar as concentrações de proteína e carboidratos, sendo obtido no período granular relação PN/PS de 0,40. Deng et al. (2016) obtiveram relação PN/PS de 0,47 a partir de efluente com concentração de DQO de  $1000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Portanto, os resultados encontrados por este estudo encontram-se dentro dos valores relatados em literatura para reatores com LGA.

Figura 16 - Concentrações de PN e PS

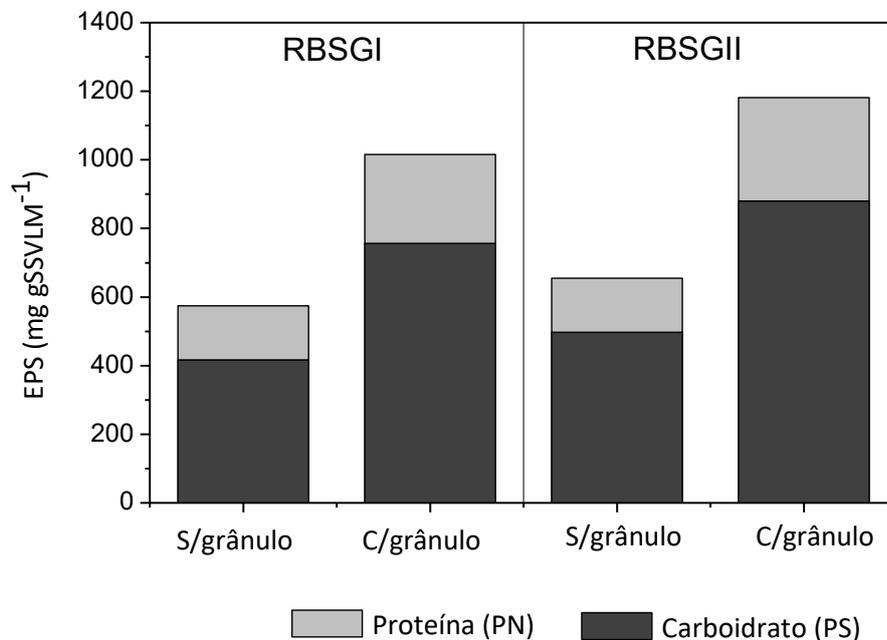


Tabela 7 - Conteúdo de proteínas, carboidratos e relação PN/PS durante o período granular.

	RBSGI	RBSGII
Proteína ( $\text{mg}\cdot\text{PN}\cdot\text{g}\cdot\text{SSVLM}^{-1}$ )	$259,5 \pm 91,6$	$301,5 \pm 123,5$
Carboidrato ( $\text{mg}\cdot\text{PS}\cdot\text{g}\cdot\text{SSVLM}^{-1}$ )	$756,3 \pm 128,2$	$880,2 \pm 358,2$
PN/PS	$0,34 \pm 0,09$	$0,34 \pm 0,01$

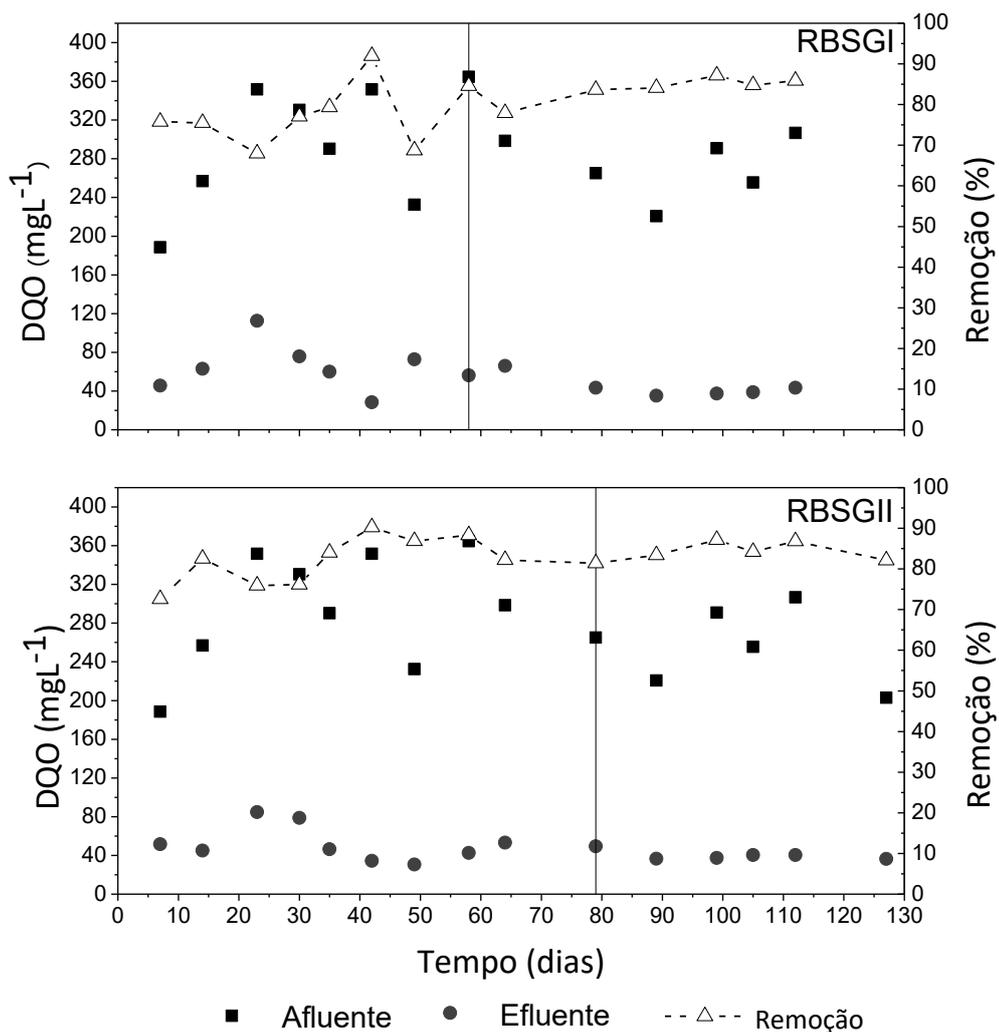
## 5.2.2 Performance dos grânulos aeróbios

A performance dos grânulos foi avaliada através das eficiências de remoção de matéria orgânica carbonácea (DQO), nitrogênio e fósforo. Os resultados serão discutidos a seguir.

### 5.2.2.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea

As concentrações de DQO afluente e efluente bem como a remoção de matéria carbonácea estão exibidas na Figura 17. Durante o experimento, as concentrações de DQO no afluente foram bastante variáveis, apresentando média de  $282,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , com valor máximo de  $364,6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e mínimo de  $188,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Em termos de DQO, o afluente do presente estudo se assemelhou mais ao utilizado por Su et al. (2012), com concentrações variando de 200 e  $320 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Figura 17 - DQO afluente e efluente e eficiências de remoção no RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo).



Aos 7 dias de operação, as eficiências de remoção de DQO dos reatores foram bastante similares, próximas a 75% para RBSGI e RBSGII. No período em que predominava biomassa floculenta, as eficiências de remoção de DQO foram variáveis, principalmente para o RBSGI, sendo os valores máximos de remoção (91,4% e 90,2% para os reatores RBSGI e RBSGII, respectivamente) obtidos quando a DQO afluyente estava mais concentrada. Após a granulação ser atingida, as eficiências de remoção de material carbonáceo praticamente estabilizaram, até mesmo quando o esgoto apresentou concentrações no afluyente mais baixas. No período granular, as eficiências médias de remoção de DQO foram 83,1% e 82,3% para os reatores RBSGI e RBSGII, respectivamente, resultando em efluentes clarificados com DQO de 48,9 e 46,9 mg·L<sup>-1</sup>. Percebe-se que os diferentes tempos de fase anóxica/anaeróbia e de fase aeróbia não influenciaram a remoção de carbono. No geral, Liu et al. (2010) obtiveram remoções de DQO semelhantes as deste estudo. Estes pesquisadores alimentaram um RBS em escala de bancada com esgoto sanitário (40% doméstico e 60% industrial, concentração de 1000 mg·DQO·L<sup>-1</sup>) e obtiveram remoção de 80% em ciclos de 4 h.

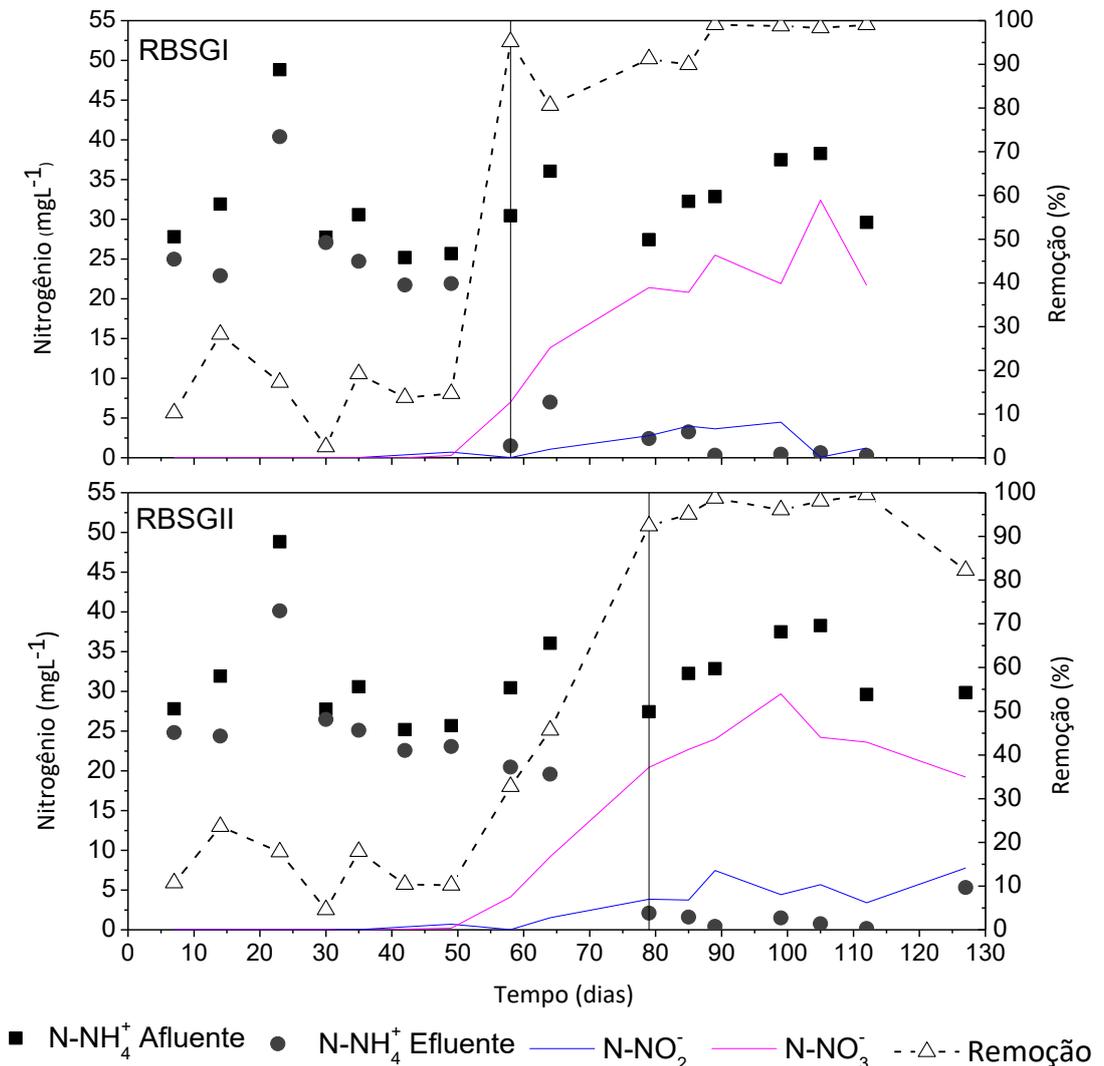
Ressalta-se que vários estudos envolvendo LGA têm reportado altas eficiências de remoção de DQO (> 80%). Su et al. (2012) tratando esgoto doméstico em RBS escala piloto obtiveram remoções de DQO média de 92% em ciclos de 4 h (1 h anaeróbio e 3 h aeróbio). Ni et al. (2009) obtiveram remoções tão altas quanto as obtidas pelos pesquisadores supracitados tratando esgoto doméstico diluído (DQO afluyente entre 95-200 mg·L<sup>-1</sup>) em RBS com ciclos de 4 h, decrescido para 3 h após 80 dias do *start up*. Estes pesquisadores alcançaram eficiências de remoção de DQO entre 85 e 95%.

#### 5.2.2.2 Remoção de material nitrogenado

As concentrações de nitrogênio amociacal no afluyente e efluyente, bem como as concentrações de nitrito e nitrato do efluyente, e as eficiências de remoção de amônia obtidas ao longo do experimento são exibidas na Figura 18.

A concentração de nitrogênio total no afluyente foi em média 39,1 mg·NT·L<sup>-1</sup>, sendo uma grande parcela deste composta por nitrogênio amoniacal ( $\approx 77\%$ , ou seja 32,0 mg·N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>·L<sup>-1</sup>). Em termos de material nitrogenado, o afluyente do presente estudo apresentou características semelhantes ao de Pronk et al. (2015) cujas concentrações foram 49,9 mg·NT·L<sup>-1</sup> e 39,0 mg·N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>·L<sup>-1</sup> ( $\approx 79\%$ ).

Figura 18 - Amônio afluente e efluente, nitrito e nitrato e eficiência de remoção de amônio para os reatores RBSGI e RBSGII.



Ambos os reatores apresentaram no início da operação eficiências de remoção de amônio inferiores a 30%. Durante o período em que houve predominância da biomassa floculenta, as remoções médias de nitrogênio amoniacal foram de 15,1% e 19,3% para os reatores RBSGI e RBSGII, respectivamente. Este mau desempenho pode ser atribuído ao paulatino desenvolvimento de bactérias nitrificantes nos reatores, que são micro-organismos de crescimento lento. Devido a aplicação de curtos tempos de sedimentação desde o início da operação (20 min), os flocos contendo as bactérias nitrificantes foram constantemente lavados dos reatores. Com a agregação e compactação da biomassa no decorrer do tempo, estas bactérias conseguiram se acumular e se estabelecer nos sistemas, resultando em altas remoções de nitrogênio amoniacal no período granular (> 80%). No referido período, as remoções de nitrogênio amoniacal médias foram 94,0 e 94,6% para o RBSGI e RBSGII, respectivamente.

No momento em que as remoções foram mais estáveis, a eficiência ultrapassou 98%, no entanto grande parte do amônio foi nitrificado (convertido a nitrito e nitrato), como pode ser visto na Figura 18. Este resultado indica que não houve nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) nos reatores durante a fase aeróbia do ciclo, sendo o nitrito e nitrato remanescentes dos ciclos anteriores apenas removidos por desnitrificação nos ciclos seguintes durante o período anóxico. As concentrações médias de nitrito e nitrato acumuladas durante a fase aeróbia no período granular foram, respectivamente, 2,18 e 20,57 mg·L<sup>-1</sup> para o RBSGI e 5,19 e 23,41 mg·L<sup>-1</sup> para o RBSGII. Já as concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente foram 1,98 e 1,69 mg·L<sup>-1</sup>.

Os resultados obtidos neste estudo corroboraram com os reportados por Liu et al. (2010), que obtiveram remoção de DQO e amônio acima de 80 e 98%, respectivamente, depois de 50 dias de operação, ocorrendo também acúmulo de nitrato nos reatores, inclusive durante o período granular. Os referidos pesquisadores não verificaram a ocorrência de NDS nem mesmo quando os grânulos atingiram o tamanho máximo, que foi de 0,8 mm de diâmetro depois de 800 dias de *start up*. O afluente utilizado no estudo supracitado teve praticamente o dobro da concentração de amônio (60 mg·N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>·L<sup>-1</sup>) utilizada pela presente pesquisa; já a concentração de OD no meio líquido foi semelhante, em torno de 8 mg·L<sup>-1</sup>. De Kreuk et al. (2005a) encontraram tamanho ótimo para remoção de nitrogênio com grânulos maiores que 1,3 mm de diâmetro e saturação de OD de 20% (carga de 1,6 kg·DQO·m<sup>-3</sup>·d<sup>-1</sup>).

O acúmulo de nitrito/nitrato em reatores com LGA tratando esgoto doméstico é um problema que já vem sendo bastante reportado na literatura (NI et al., 2009; LIU et al., 2010; DERLON et al., 2016; ALVES, 2017; GUIMARÃES et al., 2017). Muitos destes pesquisadores tem associado a não ocorrência de NDS ao fato do OD no meio líquido não ser baixo o suficiente para criar zonas anóxicas nos pequenos grânulos formados devido a baixa carga de esgoto aplicada. Corroborando com os referidos estudos, o volume da zona anóxica dos grânulos obtidos por esta pesquisa provavelmente foi bastante reduzido, em consequência dos grânulos possuírem diâmetro pequeno (maioria entre 0,2 a 0,6 mm), juntamente com o fato da concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido ter sido alta, atingindo saturação próximo a 8 mg·L<sup>-1</sup>. Portanto, o pequeno diâmetro dos grânulos associado ao alto OD no meio impossibilitaram ocorrências significativas de NDS.

Vale mencionar que estudos prévios com os mesmos reatores sob diferentes condições experimentais obtiveram menores remoções de nitrogênio amoniacal (médias não superiores a 80%) bem como verificaram acúmulo de nitrito e nitrato (ARAÚJO, 2016; SILVA, 2017; ALVES, 2017; SALES, 2018). Enfatiza-se que a remoção de nitrito e nitrato sem prejudicar a remoção de fósforo é um problema complexo de ser resolvido nos RBSG. Tendo em mente o

processo de remoção biológica do nitrogênio, para que haja desnitrificação é requerida a presença de ambiente anóxico logo após a fase de aeração. No entanto, quando o nitrato fosse totalmente consumido (passando o meio a ser anaeróbio), isto acarretaria na liberação de fosfato para o meio líquido pelos PAO, prejudicando assim a remoção de fósforo. Portanto, partindo do pressuposto que os grânulos aeróbios são capazes de realizar NDS devido a sua estrutura estratificada, o ideal é proporcionar meios para que a remoção de nitrogênio ocorra durante a fase aeróbia do ciclo via NDS. Um destes meios é o desenvolvimento de grânulos maiores, cujas zonas aeróbia, anóxica e anaeróbia sejam bem definidas e com volume suficiente para realizar NDS durante a fase aeróbia do ciclo, dispensando, portanto, fase anóxica no final. Por outro lado, a aplicação de baixas cargas de esgotos inviabiliza a formação de grânulos grandes, sendo necessária a adição de fonte de carbono extra, o que pode tornar esta solução onerosa. Outra estratégia pouco mais complexa seria controlar o OD durante a fase aeróbia do ciclo a fim de criar diferentes gradientes de difusão do gás ao longo da operação. Um aumento na concentração de OD conduz a maiores volumes da camada aeróbia dos grânulos, beneficiando, portanto, a nitrificação. Em contrapartida, a diminuição do OD cria volumes anóxicos nos grânulos, resultando em maiores taxas de desnitrificação. Portanto, uma estratégia de controle de OD adequada permitiria alcançar efluentes nos padrões de qualidade desejados através da manipulação dos gradientes de oxigênio dentro dos grânulos.

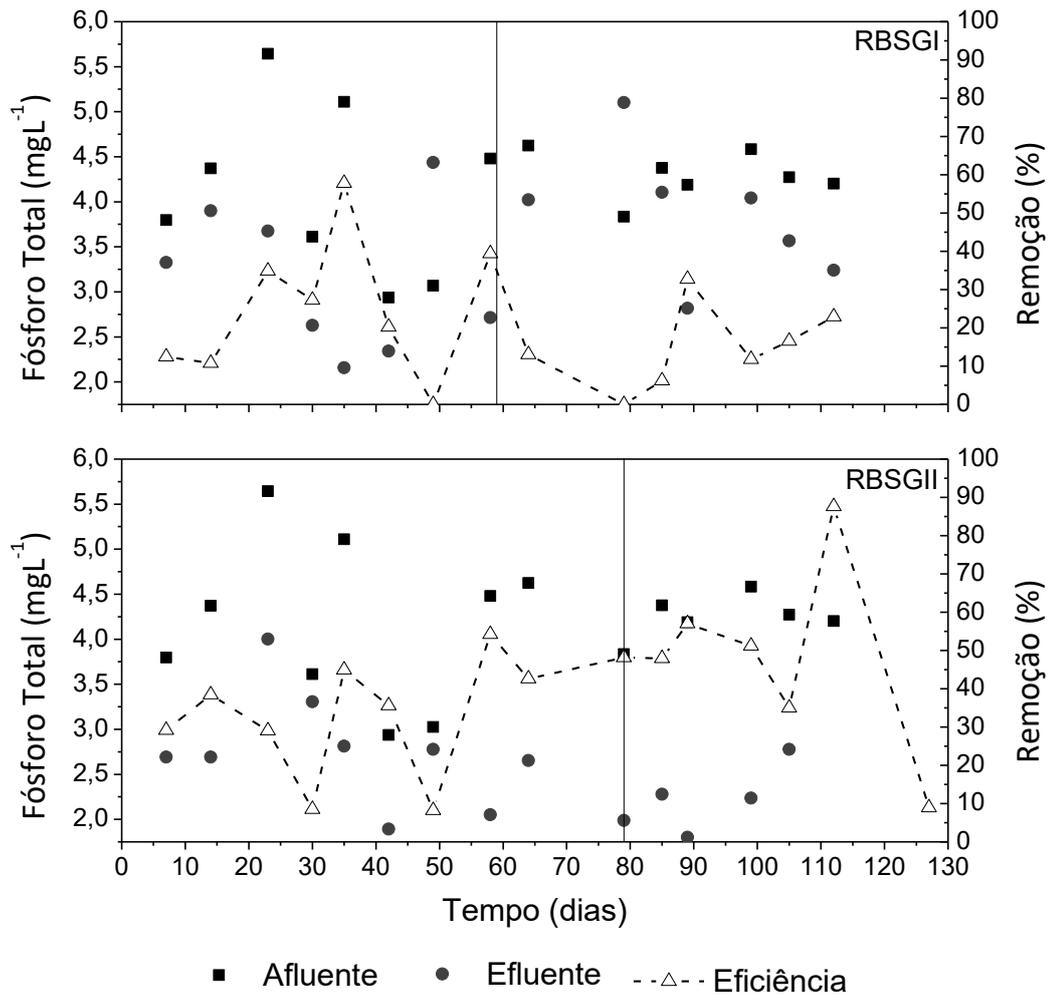
Vale ressaltar que grânulos aeróbios cultivados com esgoto doméstico podem sim realizar NDS, havendo alguns trabalhos reportados na literatura neste sentido. Por exemplo, Pronk et al. (2015) verificaram NDS tratando esgoto doméstico (DQO de  $506 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) em reatores em escala real. Os grânulos obtidos por estes pesquisadores foram grandes (mais de 60% dos grânulos com tamanho maior que 1 mm), o que contribuiu com a ocorrência de NDS. As remoções médias de DQO, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e fósforo total foram 88%, 97%, 86% e 87%, respectivamente. Su et al. (2012) também reportaram remoção de nitrogênio durante a fase aeróbia através da NDS em grânulos com tamanho médio de 0,75 mm tratando esgoto doméstico.

Por fim, estima-se que a percentagem de nitrogênio removida (ou seja, transformada na forma gasosa) durante o período granular foi de 38,1 e 27,2% para os reatores RBSGI e RBSGII, respectivamente. Além disso, vale mencionar que a presença do *Aeolosomas hemprichi* não afetou as remoções de DQO e nitrogênio amoniacal, conforme observado por Liang et al. (2006) que utilizaram estrategicamente o nematoide em sistema de lodos ativados para controlar a quantidade de lodo.

### 5.2.2.3 Remoção de fósforo

As concentrações de fósforo total do afluente e efluente, assim como as eficiências de remoção de fósforo total são mostradas na Figura 19. A concentração de fósforo total média foi de  $4,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , sendo esta próxima a relatada por Derlon et al. (2016) cujo valor foi  $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Figura 19 - Concentrações de ortofosfato afluente e efluente, e eficiências de remoção nos reatores RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo).



Aos 7 dias de operação, os reatores apresentaram remoções de fósforo total inferiores a 30%. O RBSGI chegou a atingir eficiência de 57,8% aos 35 dias, e logo depois o reator passou a apresentar decréscimos sucessivos nas eficiências até atingir 0% de remoção no dia 49 (foi considerado que não houve remoção, pois a concentração de fósforo total no efluente foi maior que a do afluente). No geral, os reatores apresentaram remoções de fósforo total instáveis, inclusive durante o período granular, cujas médias foram 20,4% para o RBSGI e 48,0% para o RBSGII; e respectivas mínimas e máximas de 0% e 34,4% para o RBSGI, e 8,9% e 87,6% para

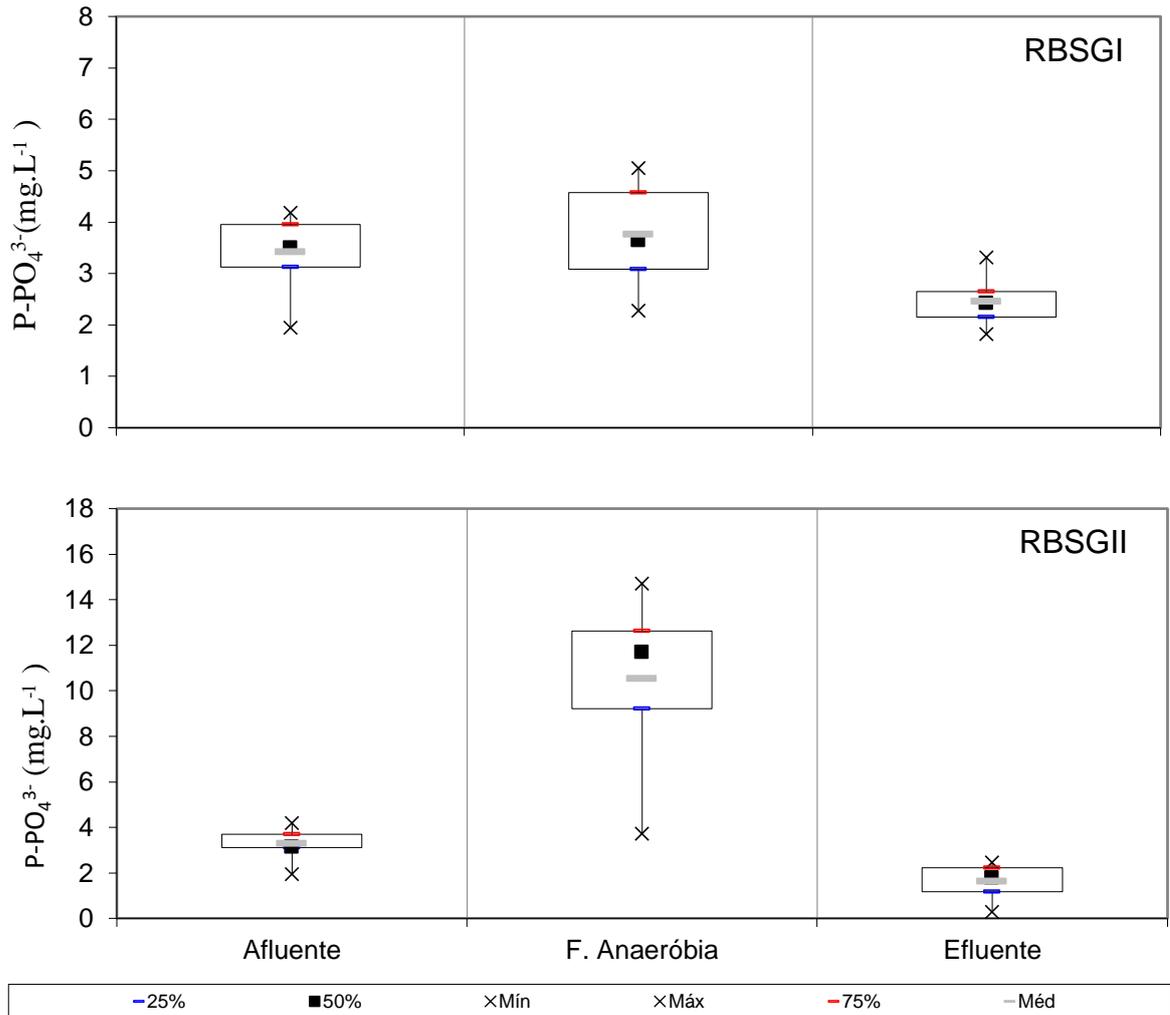
o RBSGII. Esta instabilidade na remoção de fósforo pode estar relacionada a não obtenção de granulação completa nos reatores. No RBSGI, os PAO provavelmente não conseguiram se estabelecer na biomassa, o que acarretou na lavagem destes micro-organismos do reator, sendo necessários testes de biologia molecular para verificar a abundância de PAO a fim de confirmar a hipótese. A queda drástica da eficiência no RBSGII aos 127 dias pode estar relacionada ao aparecimento do nematoide aelossoma, que pode ter promovido a quebra do grânulos, resultando na saída dos PAO no efluente tratado. As concentrações médias de fósforo total do efluente no período granular foram 3,5 e 2,1 mg·L<sup>-1</sup> para os RBSGI e RBSGII, respectivamente.

Segundo de Kreuk et al. (2005a), a inserção de um período anaeróbio permite a remoção fósforo por estimular o desenvolvimento de PAO. A partir da Figura 20, baseado na dinâmica das concentrações de ortofosfato (que é o fósforo solúvel, desconsiderando portanto a parcela do fósforo correspondente a biomassa), é possível constatar que os PAO estiveram presentes em ambos os reatores, uma vez que a concentração de ortofosfato no meio líquido aumentou quando o reator esteve anaeróbio, sendo o ortofosfato anteriormente liberado, consumido em taxas maiores durante a fase de aeração. Este comportamento é típico do processo EBPR e envolve a incorporação do fósforo pela biomassa. Comparando os gráficos, percebe-se ainda que o RBSGII apresentou melhor desempenho na remoção de fósforo traduzida na sua maior eficiência de remoção e na elevada liberação de ortofosfato durante o período anaeróbio. Este melhor desempenho pode estar associado as condições de anaerobiose no RBSGII terem sido mais longas comparado ao do RBSGI, o que pode ter estimulado o desenvolvimento dos PAO. Segundo Bassin (2012), o uso primário do substrato (PHA) é destinado à recuperação das reservas de polifosfato e glicogênio e para manutenção celular. Portanto, maiores reservas de PHA implicam em maiores quantidades de polifosfato armazenado intracelularmente, resultando em maiores eficiências de remoção de fósforo.

Muitos trabalhos na literatura envolvendo granulação aeróbia em esgoto real não relatam as remoções de fósforo, muitas vezes por estas não serem eficientes devido a baixa concentração do elemento no afluente. Os poucos trabalhos onde a informação é revelada apontam altas remoções, muitas vezes superiores a 80% (GIELSEN et al., 2013; LI et al., 2014; PRONK et al., 2015; DERLON et al., 2016). No entanto, as remoções obtidas por esta pesquisa foram similares a encontrada por Sales (2018), que operando com fase anóxica/anaeróbia de 40 min alcançou eficiência de remoção de 44,3% para efluente com concentração de fósforo total de 3,3 mg·L<sup>-1</sup>. Um fator que pode ter prejudicado a remoção de fósforo neste estudo foi a baixa concentração de fósforo no afluente, pois favorece o desenvolvimento de organismos acumuladores de glicogênio (GAO). Estes micro-organismos competem com os PAO por

substrato, no entanto, não contribuem para a remoção de fósforo (OHEMEN et al., 2005). Portanto, é possível que estes organismos tenham se desenvolvido nos reatores e limitado o processo EBPR.

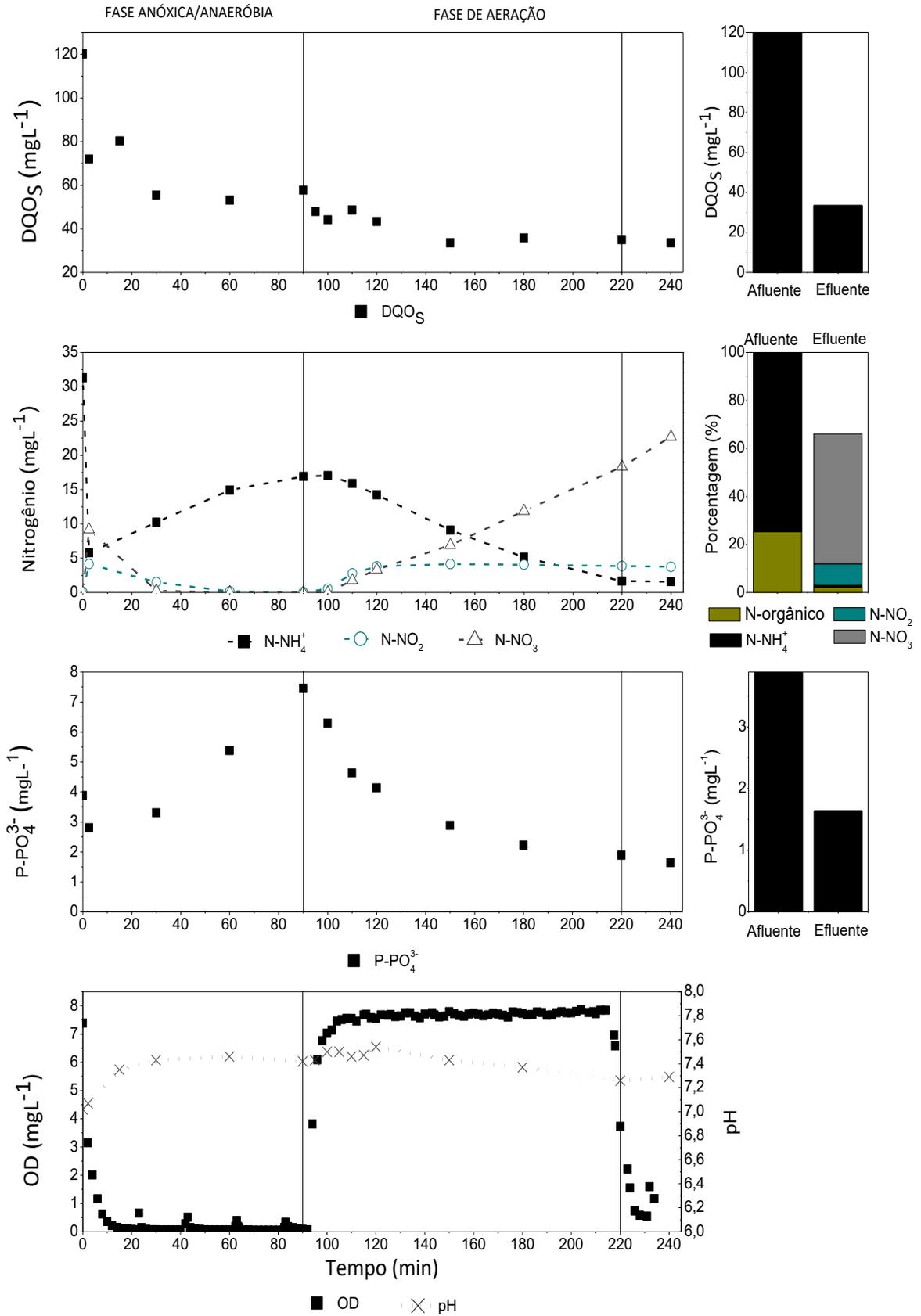
Figura 20 - Dinâmica da concentração de ortofosfato no afluente, efluente e do licor misto durante a fase anaeróbia para o RBSGI (acima) e RBSGII (abaixo) ao longo do período granular.



#### 5.2.2.4 Monitoramento do ciclo

O monitoramento do ciclo foi realizado através de perfis temporais dos reatores. A Figura 21 mostra o perfil temporal do RBSGII cujas dinâmicas dos processos biológicos de degradação de material carbonáceo, nitrogênio, ortofosfato (fósforo solúvel) são mostradas, bem como as variações de OD e pH durante um ciclo. O referido perfil ocorreu aos 85 dias de operação. Neste momento, a concentração de SSV no RBSGII era 898,0 mg.L<sup>-1</sup>.

Figura 21 - Perfis temporais do RBSGII para os parâmetros DQOs, nitrogênio, ortofosfato, OD e pH.



Assim que o afluente adentrou no reator, os parâmetros DQO, nitrogênio e ortofosfato decaíram em consequência do efeito da diluição do afluente no efluente tratado remanescente do ciclo anterior. Além disso, como a alimentação do reator ocorreu em curto intervalo de tempo (2 min), a rápida entrada do afluente gerou turbulência, o que resultou na elevação do OD e pode ter desencadeado reações aeróbias que promoveram a inicial degradação do esgoto. Logo depois que a alimentação foi cessada, o OD do meio líquido decaiu atingindo concentração de  $0,36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  aos 10 min. Nestas condições, o meio já podia ser considerado anóxico, uma vez que havia no reator nitrito e nitrato remanescentes do ciclo anterior e o OD estava praticamente ausente. Percebe-se que os pulsos de ar em intervalos regulares de 20 min provocaram insignificativos aumentos do OD no meio, chegando a atingir picos de  $0,51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Os pulsos de ar serviram para promover o contato da biomassa com o efluente, de modo a beneficiar a degradação da matéria orgânica sob condições anóxicas e anaeróbias. A concentração média de oxigênio até os 90 min de ciclo foi de  $0,12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

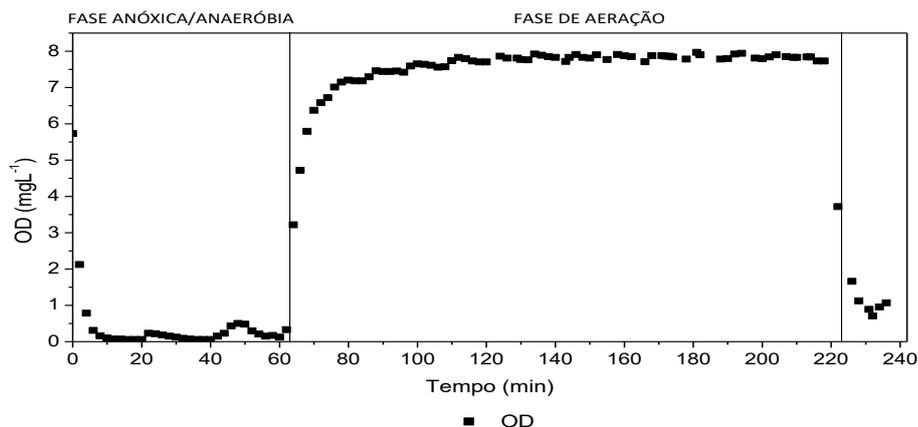
Durante a fase anóxica/anaeróbia, percebe-se que houve amonificação do afluente, onde o nitrogênio orgânico foi convertido a amônio resultando no aumento da concentração de nitrogênio amoniacal no meio líquido. Uma fração da DQO solúvel foi utilizada como doadora de elétrons pelas bactérias desnitrificantes para realizarem o processo de desnitrificação, sendo praticamente todo nitrito e nitrato consumidos aos 30 min do ciclo, momento em que o meio passou de anóxico para anaeróbio. Provavelmente o reator não apresentou bactérias Anammox, uma vez que apesar da concentração de nitrito ter caído, a concentração de amônio aumentou, o que não é característico do referido processo. A discreta elevação do pH (de 7,02 para 7,42) foi resultado do aumento da alcalinidade ocasionado pela ação das bactérias desnitrificantes. A outra parte da DQO, preferencialmente na forma de AGV, foi provavelmente utilizada pelos PAO para aumentarem suas reservas de PHA nas células, resultando na liberação de fosfato para o meio líquido. Enquanto as condições anóxicas prevalecem, os PAO não liberam fosfato para o meio líquido (PRONK et al., 2015). Desta forma, a liberação de fosfato só foi efetiva quando o meio se tornou anaeróbio, como pode ser percebido no perfil de fósforo, chegando a atingir concentração de ortofosfato de  $7,45 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Possivelmente DPAO não estiveram presentes no reator, uma vez que apesar de ter havido consumo de nitrito e nitrato em ambiente anóxico, não houve absorção de fosfato durante o período anóxica, mas sim ligeiro aumento.

Uma vez iniciada a aeração, a concentração de OD subiu de 0,05 para  $7,7 \text{ mgO}_2/\text{L}$  em poucos minutos. Com o oxigênio em saturação, o processo de nitrificação foi beneficiado, ocorrendo em altas taxas. Em condições de aerobiose, o reator apresentou ligeira queda do pH devido ao consumo da alcalinidade durante o processo de nitrificação. Nitrito e, principalmente,

nitrato foram formados durante a fase aeróbia do ciclo indicando a presença de BOA e BON. Não foi percebida a realização do processo de NDS pelos grânulos durante a fase aeróbia do ciclo. Durante a fase de aeração, também ocorreu a oxidação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas e a absorção em alta taxa do fosfato liberado anteriormente durante o período anaeróbio pelo PAO, indicando ocorrência do processo EBPR. O perfil do RBSGII resultou em eficiências de remoção de 72,0%, 94,9% e 57,7% de DQOs,  $N-NH_4^+$  e  $P-PO_4^{3-}$ , e produção de nitrito e nitrato nas concentrações de  $3,74 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e  $22,63 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , respectivamente. Por balanço de massa, estima-se que 33,9% do nitrogênio foi transformado em gás, na forma de  $N_2$  ou óxidos nitrosos. No geral, a alcalinidade do afluente era de  $233,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , e após mistura com o efluente remanescente do ciclo anterior foi para  $70,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  (2 min e 30 s de ciclo). O efluente tratado apresentou alcalinidade final de  $27,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  e pH de 7,29.

O perfil de OD do RBSGI é mostrado na Figura 22. Os perfis com as dinâmicas de DQO, nitrogênio e ortofosfato para o referido reator não foram realizados devido a problemas operacionais. Como pode ser visto, o RBSGI também apresentou aumento do OD durante os minutos iniciais do ciclo devido a turbulência gerada pela entrada do afluente. Durante os pulsos de ar, a concentração de OD chegou a  $0,48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , sendo o consumo deste oxigênio pelas bactérias mais lento comparado com o do RBSGII, o que resultou em depleção mais lenta (curvas mais abertas). A concentração média de OD no RBSGI durante a fase anóxica/anaeróbia foi de  $0,17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ . Durante a fase de aeração, a concentração de oxigênio dissolvido atingiu saturação em  $7,54 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

Figura 22 - Perfil de OD do RBSGI.



### 5.2.3 Comparação entre o RBSGI e o RBSGII

As sínteses das condições experimentais, características da biomassa e desempenho dos reatores durante o período granular estão expostas nas Tabelas 8, 9 e 10, respectivamente.

Tabela 8 - Condições experimentais.

	RBSGI	RBSGII
Tempo de operação (d)	112	127
Volume útil dos reatores (L)	115,5	115,5
Troca volumétrica	71%	71%
TDH (d)	0,23	0,23
Velocidade ascensional do ar ( $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ )	0,97	0,97
Tempo de ciclo (h)	4	4
Tempos de alimentação/fase anóxica/fase de reação aeróbia/ sedimentação/descarte (min)	2/60/154/20/4	2/90/124/20/4

Tabela 9 - Concentrações dos parâmetros-chave avaliados e remoções durante o período granular.

	RBSGI	RBSGII
DQO afluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	288,36 ± 39,88	263,82 ± 37,60
DQO efluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	48,93 ± 12,87	46,89 ± 17,19
Remoção de DQO (%)	83,08 ± 5,20	82,33 ± 4,97
NTK <sub>bruto</sub> afluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	43,85 ± 3,58	43,01 ± 4,38
NTK <sub>bruto</sub> efluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	8,48 ± 6,27	4,38 ± 4,38
Remoção de NTK <sub>bruto</sub> (%)	80,32 ± 15,30	89,26 ± 5,19
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> afluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	33,05 ± 3,65	32,54 ± 3,77
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> efluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1,98 ± 2,15	1,69 ± 1,61
Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	94,01 ± 6,10	94,56 ± 5,52
N-NO <sub>2</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2,16 ± 1,66	5,19 ± 1,68
N-NO <sub>3</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	19,21 ± 7,71	21,68 ± 4,98
Fósforo total afluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	4,39 ± 0,16	4,17 ± 0,27
Fósforo total efluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	3,50 ± 0,55	2,14 ± 0,83
Remoção de fósforo total (%)	20,36 ± 11,12	47,97 ± 21,89
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> afluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	3,41 ± 0,67	3,27 ± 0,68
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> efluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2,45 ± 0,45	1,62 ± 0,75
Remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (%)	26,38 ± 13,64	51,22 ± 19,73
Sólidos de SST no afluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	103,6 ± 39,6	87,2 ± 30,1
Sólidos de SST no efluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	78,0 ± 62,0	24,7 ± 7,8
Eficiência de remoção de SST (%)	41,3 ± 36,4	67,9 ± 14,9
pH do efluente	7,08 ± 0,33	6,94 ± 0,35
DQO bruta do efluente ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	124,96 ± 74,87	76,37 ± 4,00

Tabela 10 - Características da biomassa no período granular, exceto para o parâmetro idade do lodo.

	RBSGI	RBSGII
Tamanho dos grânulos (mm)	0,2 – 2,0	0,2 – 2,0
IVL <sub>30</sub> ( $\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$ )	61,3 ± 38,1	63,3 ± 29,6
Relação IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub>	0,81 ± 0,07	0,80 ± 0,05
Idade do lodo (d)*	4,91 ± 6,45	9,20 ± 10,11
Concentração de SSVLM ( $\text{g}\cdot\text{SSV}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1,70 ± 0,89	1,67 ± 0,58
Conteúdo de proteína ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	405,4 ± 201,7	452,8 ± 90,5
Conteúdo de carboidrato ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1264,9 ± 647,4	1326,2 ± 282,1
Relação PN/PS	0,34 ± 0,09	0,34 ± 0,01

\* Idade do lodo média para todo o período experimental.

Quanto às características da biomassa e à performance no tratamento do esgoto, percebe-se que o RBSGI e RBSGII apresentaram comportamentos e características bastante similares, exceto pelos parâmetros idade do lodo, SST no efluente e remoção de fósforo total e ortofosfato. Todos esses parâmetros estão relacionados. Como os micro-organismos que realizam o processo de remoção de nutrientes são de crescimento lento, a idade do lodo é um fator importante para a efetividade do processo biológico de remoção de nitrogênio e fósforo. Os reatores apresentaram concentração de SSVLM bastante parecidas, no entanto uma parcela maior de biomassa foi descartada junto com o efluente tratado pelo RBSGI, o que resultou em menores tempos de retenção celular. A baixa idade do lodo no RBSGI indica que a biomassa foi renovada mais vezes, e isso pode ter prejudicado estabelecimento de PAO neste reator, resultando em menores remoções de fósforo comparado ao RBSGII. Apesar dos indícios de menor abundância de PAO no RBSGI, esta hipótese só pode ser confirmada por biologia molecular. Além disso, a maior duração do período anaeróbio no RBSGII também pode ter influenciado nas melhores eficiências de remoção obtidas pelo referido reator. Como uma quantidade maior de PHA foi possivelmente estocada nas células pelos PAO durante o período anaeróbio no RBSGII (fase anóxica/anaeróbia de 1,5 h), conseqüentemente isto pode ter implicado em maiores absorções de fósforo durante a fase aeróbia.

Os efluentes de ambos os reatores atenderam aos parâmetros de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/11 que define as condições e padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgoto sanitário. O pH do efluente dos reatores foi entre 5 e 9, portanto em conformidade com a resolução. A concentração máxima da Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ) permissível é de  $120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ; e como a DQO bruta dos efluentes obtidos neste estudo foi próxima/inferior a esta concentração ( $124,96$  e  $76,37 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para RBSGI e RBSGII, respectivamente), evidentemente a  $DBO_{5,20}$  também será. Quanto a concentração de SST, a referida resolução estipula eficiência mínima de remoção de 20%, após desarenação, portanto, este parâmetro também foi atendido, apesar do efluente já ter passado previamente por tratamento preliminar. Não são estabelecidas condições de lançamento de nutrientes para efluentes provenientes de ETE pela legislação federal. Vale ressaltar que no caso de lançamento do esgoto tratado em corpo hídrico, a Resolução CONAMA nº 357/05 também deve ser observada. O lançamento não pode gerar mudança no enquadramento do corpo receptor, sendo estabelecidas classes pela Resolução CONAMA nº 357/05 de modo a assegurar os usos preponderantes das águas. A referida resolução não foi considerada neste estudo evidentemente porque seria necessária a escolha de um corpo hídrico com vazão e classe conhecidas para realização dos cálculos de mistura.

## 6 CONCLUSÕES

Foi possível obter grânulos aeróbios a partir de esgoto doméstico de baixa carga sem a adição de inóculo. A granulação foi atingida aos 58 para o RBSGI, e aos 79 dias para o RBSGII. Vale ressaltar que a duração desta pesquisa não foi suficiente para alcançar granulação completa dos reatores (fração de grânulos superior a 80%), apesar de ambos apresentarem predominância de biomassa granular (> 50%). Este resultado foi admissível, uma vez que a literatura já vem reportando o requerimento de longos tempos de *start up* para atingir granulação completa utilizando baixas concentrações de esgoto. Portanto, durante todo o experimento houve coexistência de biomassa granular e floculenta no RBSGI e RBSGII.

Os grânulos obtidos no RBSGI e RBSGII foram predominantemente pequenos, com diâmetro variando majoritariamente entre 0,2 e 0,6 mm, sendo o tamanho da biomassa resultado da baixa carga orgânica aplicada ( $1,21 \text{ kg} \cdot \text{DQO} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ). Devido ao seu tamanho reduzido, os grânulos foram incapazes de realizar NDS haja vista o pequeno volume de sua zona anóxica. Apesar da não ocorrência de NDS durante a fase aeróbia, houve remoção de nitrogênio em ambos os reatores por efeito da presença de período anóxico no início dos ciclos.

Em termos da remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio, os reatores RBSGI e RBSGII apresentaram performances similares, no entanto tiveram desempenho diferente na remoção de fósforo. O RBSGI apresentou eficiências de remoção de DQO e nitrogênio amoniacal de, respectivamente, 83,08 e 94,01%; já o RBSGII, 82,53 e 94,56%, respectivamente. Em ambos os reatores houve acúmulo de nitrito e, principalmente, nitrato, indicando que houve nitrificação completa do efluente. As remoções médias de fósforo total e ortofosfato foram respectivamente 20,36 e 26,38% para o RBSGI, e 47,97 e 51,2% para o RBSGII. O que pode ter contribuído para o mau desempenho do RBSGI na remoção de fósforo foi possivelmente o tempo mais curto de duração do período anaeróbio para os PAO armazenarem PHA, refletindo em menores taxas de absorção de fosfato pelos PAO durante a fase aeróbia. No entanto, esta hipótese só poderia ser confirmada caso tivessem sido feitas medições de PHA.

Apesar da diferente duração da fase anóxica/anaeróbia, a biomassa do RBSGI apresentou características bastante similares a do RBSGII quanto aos parâmetros de sedimentabilidade ( $IVL_{30}$  e relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$ ), tamanho dos grânulos, relação PN/PS e concentração de SSVLM. O único parâmetro que apresentou diferença significativa foi a idade do lodo.

Os efluentes do RBSGI e RBSGII apresentaram consonância com os limites de lançamento preconizados por legislação federal (Resolução CONAMA nº 430/2011) para efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgoto. Logo, este estudo demonstrou que a formação de LGA no tratamento de esgoto doméstico de baixa concentração foi benéfica para a remoção de matéria orgânica carbonácea e nutrientes.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados obtidos por este trabalho, são feitas algumas recomendações para os estudos futuros:

- Aumentar o período de monitoramento dos reatores a fim de obter granulação completa (80% da biomassa ser composta por grânulos aeróbios) e maturação dos grânulos;
- Realizar o teste SVP (*sludge volume percentage*) na fração com tamanho inferior a 200  $\mu\text{m}$  para indicar se esta parcela da biomassa é dominada por minúsculos grânulos ou é predominantemente floculenta. Considerando que o tamanho dos grânulos depende da carga de substrato aplicada, logo a determinação dos grânulos para afluentes de baixas cargas deve levar mais em conta as propriedades de sedimentação, morfologia e estrutura dos agregados do que seu diâmetro. Alguns trabalhos na literatura vêm considerando como grânulos, agregados granulares com diâmetro inferior a 0,2 mm, portanto a aplicação de teste SVP é plausível. Liu et al. (2010) aplicaram o referido teste na situação sugerida;
- Realizar estudo com alimentação lenta dos reatores de modo a beneficiar a remoção de nutrientes;
- Diminuir o intervalo dos pulsos de ar durante a fase anóxica/anaeróbia, visando aumentar o contato da biomassa com o efluente a ser tratado, de modo a promover maior solubilização do substrato e beneficiar a degradação aeróbia de matéria orgânica e nutrientes;
- Medir a produção de óxido nitroso no sistema durante o ciclo a fim de elucidar o balanço de nitrogênio dos reatores;
- Medir PHA;
- Diminuir a tensão de cisalhamento utilizada (e conseqüentemente a concentração de OD no reator) tendo em vista que tensões de cisalhamento tão altas quanto a utilizada por este estudo não são requeridas para formação de LGA em esgotos de baixa carga, conforme apontado por pesquisa recente (DEVLIN et al., 2017);
- Diminuir a duração do tempo de sedimentação durante o ciclo, tendo em vista que o tempo utilizado nesta pesquisa (20 min) resultou no acúmulo de bastante biomassa floculenta;
- Realizar análises de FISH para verificar a localização de determinados grupos de micro-organismos nos grânulos.

## REFERÊNCIAS

- ABDULLAH, N., YUZIR, A., CURTIS, T., YAHYA, A., UJANG, Z. Characterization of aerobic granular sludge treating high strength agro-based wastewater at different volumetric loadings. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 181–187, 2013.
- ADAV, S.S., CHEN, M.Y., LEE, D.J., REN, N.Q. Degradation of phenol by aerobic granules and isolated yeast *Candida tropicalis*. **Biotechnology e Bioengineering**, v. 86, p. 844–852, 2007.
- ADAV, S.S., LEE, D., TAY, J. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. **Water Research**, v. 42, p. 1644–1650, 2008.
- ADAV, S.S., LEE, D.-J. Extraction of extracellular polymeric substances from aerobic granule with compact interior structure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, p.1120–1126, 2008.
- ADAV, S.S., LEE, D.J., LAI, J.Y. Potential cause of aerobic granular sludge breakdown at high organic loading rates. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.85, p. 1601–1610, 2010.
- AKABOCI, T. R. V. **Tratamento de esgoto sanitário em reator em bateladas sequenciais: desempenho do processo e modelagem matemática**. Dissertação. 169 p. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2013.
- ALVES, O. I. M. **Aspectos microbiológicos do tratamento de esgotos sanitários em reatores em batelada sequencial com lodo granular**. Dissertação. 95p. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2017.
- AMORIM, C. L., ALVES, M., CASTRO, P. M. L., HENRIQUES, I. Bacterial community dynamics within an aerobic granular sludge reactor treating wastewater loaded with pharmaceuticals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 147, p. 905-912, 2018.
- APHA, AWWA, and WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 22th ed. Baltimore: Port City Press, 2012.
- ARAUJO, J. P. M. **Estratégia de partida para a granulação aeróbia em reator em bateladas sequenciais tratando esgoto doméstico diluído**. Dissertação. 77p. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2016.
- ARDERN, E.; LOCKETT, W. Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. **Journal of the Society of Chemical Industry**, v. 33(10), p. 523–539, 1914.
- BASSIN, J. P. **Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular**. Tese. 230p. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ/COPPE), 2012.
- BEUN, J. J., HENDRIKS, A., VAN LOOSDRECHT, M. C. M., MORGENROTH, E., WILDERER, P. A., HEIJNEN, J. J. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 33 (10), p. 2283-2290, 1999.

BIN, Z.; ZHE, C.; ZHIGANG, Q.; MIN, J.; ZHIQIANG, C.; ZHAOLI, C.; JUNWEN, L.; XUAN, W.; JINGFENG, W. Dynamic and distribution of ammonia-oxidizing bacteria communities during sludge granulation in an anaerobic–aerobic sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 45(18), p. 6207-6216, 2011.

BRASIL, Resolução CONAMA n°430, de 13 de maio de 2011. Condições e padrões de lançamento de efluentes. Publicado no D.O.U. de 16 de maio de 2011.

BRASIL, Resolução CONAMA n°357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicado no D.O.U. de 18 de março de 2005.

CASTRO-BARROS, C. M. **Guideline for granular sludge reactor design**. Sanitas: Sustainable and Integrated Urban Water System Management. 19 p. 2013.

CETIN, E., KARAKAS, E., DULEKGURGEN, E., OVEZ, S., KOLUKIRIK, M., YILMAZ, G., Effects of high-concentration influent suspended solids on aerobic granulation in pilot-scale sequencing batch reactors treating real domestic wastewater, **Water Research**, 2018, doi: 10.1016/j.watres.2017.12.014. in press

COMA, M., VERAWATY, M., PIJUAN, M., YUAN, Z., BOND, P.L. Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 103, p. 101–108, 2012.

CORRELL, D. L. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. **Poultry Science**, 78(5), p. 674-682, 1999.

CORSINO, S. F., CAPODICI, M., TORREGROSSA, M., GASPARE V. Physical properties and Extracellular Polymeric Substances pattern of aerobic granular sludge treating hypersaline wastewater. **Bioresource Technology**, v. 229, p. 152–159, 2017.

DE BRUIN, L. M. M., DE KREUK, M. K., ROEST, H. F. R., UIJTERLINDE, C., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Aerobic granular sludge technology: an alternative to activated sludge?. **Water Science Technology**, v. 49, p.1-7, 2004.

DE KREUK M.K., HEIJNEN J.J., VAN LOOSDRECHT M.C.M. Simultaneous COD, Nitrogen, and Phosphate Removal by Aerobic Granular Sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, 90(6), 761-769, 2005a.

DE KREUK, M. K., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Formation of aerobic granules with domestic sewage. **Journal of Environmental Engineering**. 132 (6), 694-697, 2006.

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**, 39(18): 4476-4484, 2005b.

DE KREUK, M., NISHIDA, N., VAN LOOSDRECHT, M. Aerobic Granular Sludge – state of the art. **Water Science e Technology**, 55, 7-81, 2007.

DE KREUK, M.K. **Aerobic granular sludge scaling up a new technology**. Ph.D. thesis, 224 p. Delft University of Technology, Delft, The Netherland, 2006.

DE KREUK, M.K., MCSWAIN, B.S., BATHE, S., TAY, S.T.L., SCHWARZENBECK, N. WILDERER, P.A. **Discussion outcomes**. In *Aerobic Granular Sludge*, Bathe, S., De Kreuk, M.K., Mc Swain, B.S. and Schwarzenbeck, N. (eds), IWA, London, UK, p. 153–169, 2005a.

DENG, S., WANG, L., SU, H. Role and influence of extracellular polymeric substances on the preparation of aerobic granular sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 173, p. 49-54, 2016.

DERLON, N., WAGNER, J., DA COSTA, R., MORGENROTH, E. Formation of aerobic granules for the treatment of real and low-strength municipal wastewater using a sequencing batch reactor operated at constant volume. **Water Research**, v. 105, p. 341-350, 2016.

DEVLIN, T.R., DI BIASE, A., KOWALSKI, M., OLESZKIEWICZ, J.A. Granulation of activated sludge under low hydrodynamic shear and different wastewater characteristics. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 229–235, 2017.

FETZNER, S. Quorum quenching enzymes. **Journal of Biotechnology**, v. 201, p. 2–14, 2015.

FRANCA, R. D. G., VIEIRA, A., MATA, A. M. T., CARVALHO, G. S., PINHEIRO, H. M., LOURENÇO, N. D. Effect of an azo dye on the performance of an aerobic granular sludge sequencing batch reactor treating a simulated textile wastewater. **Water Research**, v. 85, p. 327-336, 2015.

GIESEN, A., DE BRUIN, L.M.M., NIERMANS, R.P., VAN DER ROEST, H.F. Advancements in the application of aerobic granular biomass technology for sustainable treatment of wastewater. **Water Practice e Technology**, v. 8 (1), p. 47-54, 2013.

GONZALEZ-GIL, G., HOLLIGER, C. Dynamics of microbial community structure of and enhanced biological phosphorus removal by aerobic granules cultivated on propionate or acetate. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, p. 8041–8051, 2011.

GUIMARÃES, L.B., MEZZARI, M.P., DAUDT, G.C., DA COSTA, R.H.R., Microbial pathways of nitrogen removal in aerobic granular sludge treating domestic wastewater. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.5176>., 2017.

HREIZ, RAINIER, LATIFI, M. A., ROCHE, NICOLAS. Optimal design and operation of activated sludge processes: State-of-the-art. **Chemical Engineering Journal**, v. 281, p. 900-920, 2015.

HUANG, W., LI, B., ZHANG, Z., LEI, Z., LU, B., ZHOU, B. Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 179, p. 187-192, 2015.

JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed., Rio de Janeiro: ABES, 969 p., 2011.

JUNGLES, M. K. **Desenvolvimento de grânulos aeróbios no tratamento de esgoto sanitário em reatores operados em bateladas sequenciais (RBS)**. Tese. 133 p. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2011.

LAGUNA, A., OUATTARA, A., GONZALEZ, R.O., BARON, O., FAMA', G., EL MAMOUNI, R., GUIOT, S., MONROY, O., MACARIE, H. A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge. **Water Science and Technology**, v. 40, p. 1-8, 1999.

LEE, D.J., CHEN, Y.Y., SHOW, K.Y., WHITELEY, C.G., TAY, J.H. Advances in aerobic granule formation and granule stability in the course of storage and reactor operation. **Biotechnology Advances**, v. 28(6), p. 919-934, 2010.

LETTINGA, G, VAN VELSEN, A.F.M, HOBMA, S. W., DE ZEEUW, W., KLAPWIJK, A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological waste water treatment especially for anaerobic treatment. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 22, p. 699-734, 1980.

LI, J., DING L-B., CAI, A., HUANG G.X., HORN, H. Aerobic Sludge Granulation in a Full-Scale Sequencing Batch Reactor. **BioMed Research International**, 12 p., 2014.

LIANG, P., HUANG, X., QIAN, Y. Excess sludge reduction in activated sludge process through predation of *Aeolosoma hemprichi*. **Biochemical Engineering Journal**, v. 28, p. 117-122, 2006.

LIN, Y.M., NIEROP, K.G.J., GIRBAL-NEUHAUSER, E., ADRIAANSE, M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Sustainable polysaccharide-based biomaterial recovered from waste aerobic granular sludge as a surface coating material. **Sustainable Materials and Technologies**, v. 4, p. 24-29, 2015.

LIU, L.L., WANF, Z. P., YAO, J., SUN, X.J., CAI, W.M. Investigation on the formation and kinetics of glucose-fed aerobic granular sludge. **Enzyme and microbial Technology**, v. 36, p. 712-716, 2005.

LIU, Q.S., TAY, J.H., LIU, Y. Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. **Environmental Technology**, v. 24(10), p. 1235-1242, 2003.

LIU, W., ZHANG, J. S., ZHAO, X., CAI, Z. Q. Adsorption of Pb(II), Cd(II) and Zn(II) by extracellular polymeric substances extracted from aerobic granular sludge: efficiency of protein. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3(2), p. 1223-1232, 2015.

LIU, Y. Q., MOY, B. Y. P., AND TAY, J. H. COD removal and nitrification of low-strength domestic wastewater in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 42(1), p. 23–28, 2007b.

LIU, Y., QIN, L., YANG, S. Microbial Granulation Technology for Nutrient Removal from Wastewater. New York: **Nova Science Publishers Inc**, 198 p., 2007a.

- LIU, Y., TAY, J. H. State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22 (7), p. 533–556, 2004.
- LIU, Y., TAY, J. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. **Water Research**, v. 36, p. 1653-1665, 2002.
- LIU, Y-Q, TAY, J-H. Characteristics and stability of aerobic granules cultivated with different starvation time. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 75 (1), p. 2005-2010, 2007.
- LIU, Y-Q., MOY, B., KONG, Y-H., TAY, J-H. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 46, p. 520-525, 2010.
- LOWRY, O. H.; ROSEBROUGH, N. J.; FARR, L. A.; RANDALL, R. J. Protein measurement with the Folin phenol reagent. **Journal of Biological Chemistry**, v. 193, p. 265-275, 1951.
- LU, H., CHANDRAM, K., STENSEL, D. Microbial ecology of denitrification in biological wastewater treatment. **Water Research**, v. 64, p. 237-254, 2014.
- METCALF e EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed., Porto Alegre: AMGH Editora Ltda, 1980 p., 2016.
- MIKSCH, K., BEATA, K. Distribution of extracellular polymeric substances and their role in aerobic granule formation. **Chemical and Process Engineering**, v. 33, p. 679–688, 2012.
- 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 Technology**, v. 23(4-6), p. 981-990, 1991.
- MORAIS, J. C.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; KATO, M. T. Operational aspects of an anaerobic wastewater treatment plant. In: 13th World Congress on Anaerobic Digestion, 2013, Santiago de Compostela. IWA, 2013. v. 1. p. 1-6.
- MORGENROTH, E., SHERDEN, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J., WILDERER, P.A. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 31, p. 3191-3194, 1997.
- MOY, B.Y.P, TAY, J.H., TOH, S.K., LIU Y., TAY, S.T.L. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. **Letters in Applied Microbiology**, v. 34(6), p. 407– 412, 2002.
- NANCHARAI AH, Y. V., REDDY, G. K. K. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1128–1143, 2018.
- NI, B., XIE, W., LIU, S., HAN, H., WANG, Y., WANG, G., DAI, X. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. **Water Research**, v. 43, p. 751-761, 2009.

OEHMEN, A., LEMOS, P. C., CARVALHO, G., YUAN, Z., KELLER, J., BLACKALL, L. L., REIS, M. A. M. Advances in enhanced biological phosphorus removal: From micro to macro scale. **Water Research**, v. 41, p. 2271-2300, 2007.

OEHMEN, A.; KELLER-LEHMANN, B.; ZENG, R. J.; YUAN, Z. E KELLER, J. Optimisation of poly- $\beta$ -hydroxyalkanoate analysis using gas chromatography for enhanced biological phosphorus removal systems. **Journal of Chromatography A**, v. 1070, p. 131-136, 2005.

PIJUAN, M. WERNER, U., YUAN, Z. G. Reducing the startup time of aerobic granular sludge reactors through seeding floccular sludge with crushed aerobic granules. **Water Research**, v. 45(16), p. 5075-5083, 2011.

PRONK, M., de KREUK, M. K., de BRUIN, B., KAMMINGA, P., KLEEREBEZEM, R., van LOOSDRECHT M.C.M. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p. 207-217, 2015.

QIN, L., LIU, Y., TAY, J. Effect of settling time on aerobic granulation in sequencing batch reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 21, p. 47-52, 2004.

SALES, M. A. M. P. **Lodo aeróbio granular: remoção de nutrientes de esgoto sanitário e dinâmica das substâncias poliméricas extracelulares**. Dissertação. 75p. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2018.

SARMA, S. J.; TAY, J. H.; CHU, A. **Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology**. Trends in Biotechnology, p. 1–13, 2017.

SCHEEREN, M. B., KUNZ, A., STEINMETZ, R. L. R., DRESSLER, V. L. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15 (12), p. 1289-1297, 2011.

SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., MC SWAIN, B.S., WILDERER, P.A., IRVINE, R.L. Treatment of malting wastewater in a granular sludge sequencing batch reactor (SBR). **Acta Hydrochimica et Hydrobiologica**, v. 32, p. 16–24, 2004a.

SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P. Aerobic granular sludge in a SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science e Technology**, v. 49, p. 41-46, 2004b.

SILVA, A. M. M.; MARTINS, C. T. B.; FERRABOLI, R.; JORGETTI, V.; JUNIOR, J. E. R. Revisão/Atualização em diálise: água para hemodiálise. **Jornal Brasileiro de Nefrologia**, v. 18 (2), p. 180-188, 1996.

SILVA, P. M. J. **Avaliação das diferentes condições operacionais na formação de grânulos aeróbios utilizando reatores em bateladas sequenciais na remoção de nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário**. Tese. 101 p. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2017.

SOLA, M. C. Mecanismos de Quorum Sensing e Sua Relevância na Microbiologia de Alimentos. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8(14), p. 1419-1441, 2012.

STROUS, M., FUERST, J.A., KRAMER, E.H.M, LOGEMANN, S., MUYZER, G., van de PAS-SCHOONEN, K.T., WEBB, R., KUENEN, G., JETTEN, M.S.M. Missing lithotroph identified as new Planctomycete. **Nature**, v. 400, p. 446-449, 1999.

STROUS, M., HEIJNEN, J.J., KUENEN, J.G., JETTEN, M.S.M. The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 50, p. 589-596, 1998.

SU, B., CUI, X., ZHU, J. Optimal cultivation and characteristics of aerobic granules with typical domestic sewage in an alternating anaerobic/aerobic sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, v. 110, p. 125–129, 2012.

SURAMPALLI, R. Y.; TUAGI, R. D.; SCHEIBLE, O. K.; HEIDMANET, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 61, p. 151-157, 1997.

TAY, J. H., LIU, Q. S., LIU, Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. **Letters in Applied Microbiology**, v. 33 (3), p. 222–226, 2001c.

TAY, J.H., LIU, Q.S., LIU, Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 57, 227–233, 2001a.

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, p. 168– 175, 2001b.

VAN DER ROEST, H.F., DE BRUIN, B., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., PRONK, W., 2011. Dutch sustainable Nereda technology takes an impressive step towards maturity. Budapest, Hungary. In: **11th IWA Specialised Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants**. 4-8 September, 2011, pp. 177e182.

VAN DONGEN, U., JETTEN, M.S.M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater. **Water Science and Technology**, v. 44, p. 153-160, 2001.

VILASECA, M. M. Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica. **Boletín Intertex (UPC)**. p. 67-72, 2001.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG. 2ª ed., v.4., 428p. 2002.

WAGNER, J., da COSTA, R. H. R. Aerobic Granulation in a Sequencing Batch Reactor using real Domestic Wastewater. **Journal of Environmental Engineering**, v. 139, p. 1391-1396, 2013.

WAGNER, J.; WEISSBRODT, D. G.; MANGUIN, V.; da COSTA, R. H. R.; MORGENROTH, E.; DERLON, N. Effect of particulate organic substrate on aerobic granulation and operating conditions of sequencing batch reactors. **Water research**, v. 85: p. 158-166, 2015.

WANG, Q., DU, G., CHEN, J. Aerobic granular sludge cultivated under the selective pressure as a driving force. **Process Biochemistry**, v. 39(5), p. 557-563, 2004.

WINKLER M. K. H., **Segregation of biomass in aerobic granular sludge**. Ph.D. thesis, 278p. Delft University of Technology, Delft, The Netherland, 2012.

YEMM, E.W., WILLIS, A.J. The estimation of carbohydrates in plant extracts by anthrone. **Biochemical Journal**, v. 57 (3), p. 508-514, 1954.

ZHANG, C., ZHANG, H., e YANG, F. Diameter control and stability maintenance of aerobic granular sludge in an A/O/A SBR. **Separation and Purification Technology**, 149: 362-369, 2015.

ZHANG, Q.; HU, J.; LEE, D. J. Aerobic granular processes: Current research trends. **Bioresource technology**, v. 210, p.74-80, 2016.

ZHU, L., ZHOU, J.H., LV, M.L., YU, H.T., ZHAO, H., XU, X.Y. Specific component comparison of extracellular polymeric substances(EPS) in flocs and granular sludge using EEM and SDS-PAGE. **Chemosphere**, v. 121, p. 26-32, 2015.

ZOU, J. TAO, Y., LI, J., WU, S., NI, Y. Cultivating aerobic granular sludge in a developed continuous-flow reactor with two-zone sedimentation tank treating real and low-strength wastewater. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 776-783, 2018.

## APÊNDICE A – FÓRMULAS UTILIZADAS NOS CÁLCULOS

Tempo de detenção hidráulica

$$TDH = \frac{V_u}{V_{ef}/t_c} \quad (6)$$

Onde:

TDH – tempo de detenção hidráulica (d);

$V_u$  – volume útil do reator (L);

$V_{ef}$  – Volume descartado no ciclo (L);

$t_c$  – tempo de duração do ciclo (d).

Vazão diária de esgoto ( $Q_d$ )

$$Q_d = N_c \times V_e \quad (7)$$

Onde:

$Q_d$  – vazão diária de esgoto ( $m^3 \cdot d^{-1}$ );

$N_c$  – número de ciclos por dia;

$V_e$  – volume de enchimento por ciclo ( $m^3$ ).

Carga volumétrica aplicada (CV)

$$CV = \frac{C_o \times Q_d}{V_u \times 10^3} \quad (8)$$

Onde:

CV - Carga volumétrica aplicada por dia ( $kg \text{ DQO/N-NH}_4^+/P \text{ m}^{-3} \cdot d^{-1}$ );

$C_o$  – concentração de DQO/N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/P no esgoto bruto ( $mg \cdot L^{-1}$ );

$Q_d$  – Vazão diária de esgoto ( $m^3 \cdot d^{-1}$ );

$V_u$  – volume útil do reator ( $m^3$ ).

Velocidade superficial ascensional de ar ( $V_{ar}$ )

$$V_{ar} = \frac{Q_{ar}}{S_b} \times 100 \quad (9)$$

Onde:

$V_{ar}$  – velocidade superficial ascensional do ar ( $cm^3 \cdot s^{-1}$ );

$Q_{ar}$  – vazão de ar aplicada ( $m^3 \cdot s^{-1}$ );

$S_b$  – área da base do reator ( $m^2$ ).

Tempo de retenção celular ou Idade do lodo (TRC)

$$TRC = \frac{SSV_{LM} \times V_u}{SSV_{ef} \times V_{ef} / t_c} \quad (10)$$

Onde:

TRC – tempo de retenção celular (d);

$SSV_{LM}$  – Concentração de biomassa no reator ( $g \cdot L^{-1}$ );

$SSV_{ef}$  – Concentração de biomassa no efluente ( $g \cdot L^{-1}$ );

$V_u$  – volume útil do reator (L);

$V_{ef}$  – volume descartado a cada ciclo (L);

$t_c$  – tempo de duração do ciclo (d).