

## Granulação aeróbia natural em um reator em bateladas sequenciais para tratamento de esgoto sanitário

Maurício de Jesus



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL**

Maurício de Jesus

**GRANULAÇÃO AERÓBIA NATURAL EM UM REATOR EM  
BATELADAS SEQUENCIAIS PARA TRATAMENTO DE  
ESGOTO SANITÁRIO**

Trabalho submetido à Banca examinadora como parte dos requisitos para a Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Rejane Helena Ribeiro da Costa

Coorientadora: Eng.<sup>a</sup> Jéssica Antunes Xavier

FLORIANÓPOLIS (SC)  
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

de Jesus, Maurício

Granulação aeróbia natural em um reator em bateladas sequenciais para tratamento de esgoto sanitário / Maurício de Jesus ; orientadora, Rejane Helena Ribeiro da Costa ; coorientadora, Jéssica Antunes Xavier. - Florianópolis, SC, 2016.

84 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências

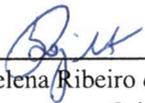
1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Grânulos aeróbios. 3. Granulação natural. 4. Reatores em bateladas sequenciais. 5. Características físicas. I. Costa, Rejane Helena Ribeiro da. II. Xavier, Jéssica Antunes. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

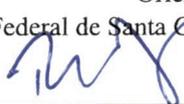
Maurício de Jesus

**GRANULAÇÃO AERÓBIA NATURAL EM UM REATOR EM  
BATELADAS SEQUENCIAIS PARA TRATAMENTO DE  
ESGOTO SANITÁRIO**

Trabalho submetido à banca examinadora como parte dos  
requisitos para Conclusão do Curso em Graduação em Engenharia  
Sanitária e Ambiental, TCC II

**Banca Examinadora:**

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr.<sup>a</sup> Rejane Helena Ribeiro da Costa  
Orientadora  
Universidade Federal de Santa Catarina

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Paulo Belli Filho  
Universidade Federal de Santa Catarina

  
\_\_\_\_\_  
Mestre Lorena Bittencourt Guimarães  
Universidade Federal de Santa Catarina

FLORIANÓPOLIS, (SC)  
2016



## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha família, aos meus pais Rita e Odilon, agradeço por toda a confiança, amor e incentivo ao longo de toda a graduação. Aos meus irmãos Edivan e Edivane, agradeço pela parceria de vida, pelo amor incondicional, que vai muito além dos laços sanguíneos que nos unem.

A Professora Rejane Helena da Costa Ribeiro, pela oportunidade de ingressar na pesquisa, por estar sempre disposta a ajudar, pela atenção e pela confiança depositada em mim. Agradeço pela orientação durante esse trabalho e pelos valorosos ensinamentos transmitidos.

A Jéssica, pela coorientação, pelas contribuições e por todo o apoio ao longo do desenvolvimento desse trabalho. Obrigado por ter tornado os dias de monitoramento do reator mais agradáveis. Agradeço também a Bianca por todo o comprometimento e suporte nas atividades desenvolvidas no laboratório.

A banca examinadora, Prof. Paulo Belli e Lorena, pelo tempo despendido e pelas valorosas contribuições para esse trabalho.

Aos amigos do LABEFLU, que muito mais que um grupo de pesquisa, foram também uma família, agradeço por todo o apoio e por terem tornado cada momento mais agradável. Agradeço em especial a Jamile e a Lorena com que tive com o grande prazer de trabalhar, pelos conhecimentos transmitidos, pela paciência, e principalmente pela amizade construída. Aos amigos do LIMA, em especial a Elaine, pelo auxílio no laboratório e na vida.

Agradeço aos meus amigos, por terem tornado todo esse processo mais fácil, por toda a ajuda ao longo da graduação, por terem tornado essa experiência universitária tão especial, por me proporcionarem tanto momentos incríveis, sem vocês isso não seria possível.

Enfim, agradeço a todos que de alguma forma estiveram envolvidos nesse processo, que contribuíram de alguma forma para esse trabalho e para minha formação. Muito obrigado!



## RESUMO

A aplicação da tecnologia de grânulos aeróbios, desenvolvidos em reatores em bateladas sequenciais, para o tratamento de esgoto sanitário, tem se mostrado muito atrativa, visto as suas inúmeras vantagens em comparação aos sistemas convencionais de lodos ativados. Entretanto, muitos dos mecanismos associados ao processo de granulação aeróbia ainda são desconhecidos, diminuindo assim a viabilidade de implantação desses sistemas em escala real e destacando a necessidade de novos estudos. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o processo de granulação aeróbia natural em um reator em bateladas sequenciais (RBSG), para tratamento de esgoto sanitário. A operação do reator se deu em ciclos de 4 horas, com etapas de enchimento, fase anóxica, aeração, sedimentação e descarte, com volume útil de 98 litros, percentual de troca volumétrica de 56% e velocidade superficial ascensional de ar igual a  $1,1 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ . Durante o período de monitoramento do reator desenvolveram-se duas estratégias operacionais, com base no tempo de duração da fase anóxica, que foi de 13 minutos na estratégia I e de 30 minutos na estratégia II. Observou-se que aos 16 dias de operação a biomassa do reator já era predominantemente granular, com diâmetro médio das partículas de  $660 \mu\text{m}$  e porcentagem de grânulos superior a 80%. No entanto, esta condição não se manteve estável, tendo-se observado uma redução gradual do diâmetro médio até o dia 57, a partir do qual a porcentagem dos grânulos se estabilizou, mantendo-se em torno de 60% até o fim da primeira estratégia. Na estratégia II, a porcentagem dos grânulos manteve-se em torno de 40%, com diâmetro médio oscilando entre  $150$  e  $300 \mu\text{m}$ . O aumento do tempo da fase anóxica, nessa estratégia, refletiu na melhora de características da biomassa, tais como: densidade e sedimentabilidade, sendo a razão  $IVL_{30}/IVL_{10}$  em torno de 80%. Em relação às eficiências de tratamento, a estratégia II apresentou maior percentual de remoção carbonácea, ficando em torno de 80%. Essa melhora no tratamento também se refletiu para o nitrogênio amoniacal, cujas remoções médias foram de  $25 \pm 22 \%$  e  $57 \pm 18 \%$ , para as estratégias I e II, respectivamente. Conclui-se que é possível formar grânulos aeróbios de forma natural, sem inoculação com lodo biológico, no entanto, estes mostraram relativamente instáveis, indicando que um maior tempo para a completa maturação se faz necessário.

**PALAVRAS-CHAVE:** Grânulos aeróbios; Granulação natural; Condições operacionais; Características físicas.



## ABSTRACT

Aerobic granular sludge technology developed in sequencing batch reactors has proven to be very attractive for the treatment of domestic wastewater, since it presents many advantages compared to conventional activated sludge systems. However, many of the mechanisms associated with aerobic granulation process are still unknown, decreasing the implementation feasibility of these systems in real scale and highlighting the need for further studies. This paper aimed to evaluate the natural aerobic granulation process in a sequential batch reactor (SBR) for the treatment of domestic wastewater. The SBR system was operated with fill, anoxic, aerobic, settle, draw and idle periods for a cycle time of 4 hours, total volume of 98 litres, volume exchange rate of 56% and superficial air velocity of  $1,1 \text{ cms}^{-1}$ . During the monitoring period, two operational strategies were developed, they were based on the anoxic phase time, which was 13 and 30 minutes for strategy I and strategy II, respectively. It was observed that after 16 days of operation, the biomass was already predominantly granular with an average particle diameter of 660  $\mu\text{m}$  and percentage of granules higher than 80%. However, this condition did not remain stable, having seen a gradual reduction in the average diameter until day 57<sup>o</sup>, from which the percentage of granules stabilized, remaining around 60% until the end of the first strategy. On strategy II, the percentage of granules remained around 40%, with average diameter ranging between 150 and 300  $\mu\text{m}$ . The increased time in the anoxic phase of strategy II reflected in an improvement in the biomass characteristics, such as density and sedimentation, with  $\text{SVI}_{30}/\text{SVI}_{10}$  ratio around 80%. Regarding to the efficiency of treatment, the strategy II had a higher organic carbon removal efficiency, getting around 80%. This improvement in the treatment was also observed for ammonia nitrogen, whose average removals were  $25 \pm 22\%$  and  $57 \pm 18\%$ , for the strategies I and II, respectively. This study concludes that aerobic granules can be formed naturally, without inoculation with biological sludge, however, these granules showed relatively unstable, indicating that a longer time is necessary to complete maturation.

**Keywords:** Aerobic granules; Natural granulation; Operational conditions; Physical characteristics.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fases de operação de um sistema RBS .....	25
Figura 2: Mecanismo de granulação aeróbia em um reator RBS .....	30
Figura 3. Dinâmica do processo de granulação aeróbia .....	32
Figura 4: Combinação de processos de remoção de carbono e nitrogênio nos grânulos aeróbios .....	34
Figura 5: Perfis da transferência de substâncias no interior dos grânulos em diferentes estágios do tratamento (a) Início da aeração e inserção de substrato (feast period); (b) Déficit de carbono (famine period); (c) Déficit de amônia; (d) Período de repouso.....	35
Figura 6: Representação esquemática do processo de remoção de fósforo pelos grânulos aeróbios. ....	37
Figura 7. Representação simplificada do sistema.....	40
Figura 8- Dimensões do RBSG utilizado .....	41
Figura 9: Etapas de operação do reator .....	42
Figura 10: Fases do ciclo operacional do reator aplicado nas diferentes condições operacionais.....	43
Figura 11: Diâmetro médio da biomassa (●), fração de grânulos (◇) ao longo das duas estratégias operacionais. ....	53
Figura 12: Distribuição do tamanho das partículas: percentil 10 (■), d (0,1); percentil 50 (○), d (0,5); percentil 90(◆), d (0,9); e diâmetro médio (×), ao longo do período de monitoramento. ....	53
Figura 13: Evolução do IVL em diferentes tempos de tempos de sedimentação: (◆) IVL <sub>5</sub> , (□) IVL <sub>10</sub> , (●) IVL <sub>30</sub> e da relação (×) IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub> ao longo das duas estratégias operacionais. ....	55
Figura 14: Comportamento da (◆) velocidade de sedimentação da biomassa e da relação (□) IVL <sub>30</sub> /IVL <sub>10</sub> do reator ao longo do período de monitoramento.....	56
Figura 15: Variação da concentração de SST (◆) e da relação SSV/SST (□) no reator. ....	58
Figura 16: Variação da relação A/M ao longo do período de operação	60
Figura 17: Variação do EPS: Proteínas (◆) e Polissacarídeos (○), ao longo da operação do reator. ....	61
Figura 18: Idade do lodo ao longo do período de monitoramento do reator. ....	62
Figura 19: Variação das concentrações de DQO total: entrada (◇) e saída (●), e respectivas eficiências de remoção (×).....	64

Figura 20: Variação das concentrações de DQOs: entrada ( $\diamond$ ) e saída ( $\bullet$ ), e respectivas eficiências de remoção ( $\times$ ).....	65
Figura 21: Variação das concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$ : entrada ( $\blacklozenge$ ) e saída ( $\circ$ ), e respectivas eficiências de remoção ( $\times$ ).....	66
Figura 22: Variação das concentrações de $\text{NH}_4^+$ afluyente ( $\blacklozenge$ ) e efluente ( $\square$ ) ao reator, e respectivas eficiências de remoção (+).....	67
Figura 23: Variação das concentrações de nitrito ( $\blacklozenge$ ) e nitrato ( $\square$ ) no efluente do reator. ....	69
Figura 24: Variação das concentrações de $\text{PO}_4\text{-P}$ afluyente ( $\blacklozenge$ ) e efluente ( $\square$ ) ao reator, e respectivas eficiências de remoção ( $\times$ ).....	70

## **LISTA DE TABELAS**

Tabela 1: Métodos e frequência das análise físico-químicas .....	45
Tabela 2: Avaliação dos grânulos quanto a sua resistência (S).....	50
Tabela 3: Características do esgoto sanitário e cargas volumétricas aplicadas no sistema. ....	51



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- A/D** – Relação Altura/Diâmetro  
**A/M** – Relação Alimento/Microrganismo  
**ANA** – Agência Nacional de Águas  
**CASAN** – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento  
**CLP** – Controlador Lógico Programável  
**CONAMA** – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
**DQO<sub>T</sub>** – Demanda Química de Oxigênio Total  
**DQO<sub>s</sub>** – Demanda Química de Oxigênio Solúvel  
**ETE** – Estação de Tratamento de Esgoto  
**IVL** – Índice Volumétrico do Lodo  
**IVL<sub>30</sub>/IVL<sub>10</sub>** – Relação Índice Volumétrico do Lodo após 30 minutos de sedimentação e Índice Volumétrico do Lodo após 10 minutos de sedimentação  
**LABEFLU** – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos  
**LIMA** – Laboratório Integrado do Meio Ambiente  
**n** – Número de dados  
**NDS** – Nitrificação e Desnitrificação Simultâneas  
**NH<sub>3</sub>** – Amônia não ionizada  
**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N** – Nitrogênio Amoniacal  
**N<sub>2</sub>** – Nitrogênio Gasoso  
**N<sub>2</sub>O** – Óxido Nitroso  
**NO** – Óxido Nítrico  
**NO<sub>2</sub><sup>-</sup>** – Nitrito  
**NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N** – Nitrito expresso como nitrogênio  
**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>** – Nitrato NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N – Nitrato expresso como nitrogênio  
**NO<sub>x</sub>-N** – Compostos nitrogenados oxidados (nitrito e nitrato)  
**PAO** – Organismos acumuladores de Fosfato.  
**OD** – Oxigênio Dissolvido  
**pH** – Potencial Hidrogeniônico  
**PHB** – Polihidroxibutirato  
**PO<sub>4</sub><sup>-</sup>P** – Fosfato expresso como fósforo  
**RBS** – Reator em Bateladas Sequenciais  
**RBSG** – Reator em Bateladas Sequenciais de Grânulos Aeróbios  
**SST** – Sólidos Suspensos Totais  
**SSV** – Sólidos Suspensos Voláteis SSV/SST – Proporção Sólidos Suspensos Voláteis e Sólidos Suspensos Totais  
**T** – Temperatura



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>19</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>21</b>
2.1	Objetivo geral .....	21
2.2	Objetivos específicos .....	21
<b>3.</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>23</b>
3.1	Sistemas de Biomassa Granular Aeróbia .....	23
3.2	Reator em Bateladas Sequenciais .....	24
3.3	Características da Biomassa Granular .....	26
3.4	Mecanismos de Granulação Aeróbia .....	29
3.5	Remoção de Matéria Orgânica Carbonácea e Nutrientes em Grânulos Aeróbios .....	33
<b>4.</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>39</b>
4.1	Características gerais do sistema experimental.....	39
4.2	Operação do sistema RBSG.....	41
4.3	Monitoramento do reator .....	43
4.3.1	Análises físico-químicas.....	44
4.3.2	Caracterização da biomassa granular.....	46
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>51</b>
<b>6</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>71</b>
<b>7</b>	<b>RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>73</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>75</b>



## 1 INTRODUÇÃO

A falta de saneamento básico, aliado às deficiências dos atuais sistemas de coleta e tratamento de efluentes, compromete significativamente a qualidade dos recursos hídricos do Brasil. Em 2014, cerca de 57,6 % da população urbana brasileira era atendida por rede coletora de esgoto, no entanto, apenas 70,9 % do esgoto coletado recebia algum tipo de tratamento (SNIS, 2016). Os baixos índices de coleta e tratamento de esgotos contribuem para a incidência de doenças de veiculação hídrica, além de comprometer a qualidade das águas superficiais, podendo inviabilizar o uso dos recursos hídricos. Destaca-se ainda, que os cenários mais críticos são observados nas regiões metropolitanas, as quais apresentam altos índices de lançamento e reduzido potencial de diluição pela vazão dos rios (ANA, 2013).

A descarga de efluentes com elevadas concentrações de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, em cursos de água superficiais tem como consequência a diminuição das concentrações de oxigênio e o aumento da biomassa algal no corpo receptor, o que caracteriza o processo de eutrofização (CHERNICHARO, 2001; WAGNER, 2015). Inúmeros problemas podem ser associados ao processo de eutrofização: presença de toxinas na água, baixa concentração de oxigênio dissolvido, odor desagradável, alta turbidez e maior consumo de cloro para desinfetar a água de abastecimento (USEPA, 2009).

Frente a esses problemas, destaca-se a importância da remoção de nutrientes nas estações de tratamento de efluentes (ETE), contribuindo para uma melhor qualidade da água e a redução dos riscos de eutrofização dos corpos d'águas. No Brasil, a Resolução nº 430/11 do CONAMA, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, estipulando uma concentração máxima de nitrogênio amoniacal total de  $20 \text{ mgN}\cdot\text{L}^{-1}$ , para o lançamento direto de efluentes de qualquer fonte poluidora (BRASIL, 2011). A legislação ambiental de Santa Catarina, por meio da Lei nº 14.675/09, estabelece que os efluentes somente possam ser lançados direta ou indiretamente em trechos de lagoas, lagunas e estuários, quando a concentração de fósforo total for inferior a  $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  ou quando a eficiência de remoção de fósforo for no mínimo de 75%, desde que não sejam alteradas as características dos corpos de água (SANTA CATARINA, 2009).

O sistema de lodos ativados é a tecnologia de tratamento biológica mais empregada no mundo, tanto para efluentes domésticos como para efluentes industriais (WEI *et al.*, 2003). Estes se destacam por apresentar custos relativamente baixos, além de altas eficiências de remoção de matéria orgânica. No entanto, esses sistemas convencionais requerem diversas unidades de tratamento, principalmente quando o projeto contempla a remoção de nutrientes, resultando em requisitos de área elevados para a sua construção.

Tendo em vista o aumento do volume de águas residuárias, devido ao contínuo crescimento da população, e a limitada disponibilidade de área para a implantação de novas ETE, torna-se imprescindível a busca por sistemas alternativos de tratamento, que sejam compactos e capazes de realizar a remoção simultânea de carbono e nutrientes.

Novas tecnologias têm sido estudadas e propostas nos últimos anos, dentre elas destaca-se a tecnologia de grânulos aeróbios. A utilização de sistemas biológicos com biomassa granular tem demonstrado inúmeras vantagens frente os sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, como: rápida sedimentabilidade, minimização do lodo residual, remoção simultânea de nitrogênio e fósforo em uma única unidade operacional e degradação de compostos tóxicos (ZHU *et al.*, 2013). Apesar das inúmeras vantagens apresentadas, muitos dos mecanismos envolvidos no processo de granulação aeróbia ainda são desconhecidos, aumentando a instabilidade desses sistemas. Além disso, a maioria dos estudos sobre biomassa granular foram realizados em escala laboratorial ou piloto, sob condições controladas, e operados com efluente sintético com cargas orgânicas de média e alta concentrações ( $DQOs > 2,5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$ ) (ZHOU *et al.*, 2015), condições que dificilmente podem ser garantidas quando se opera com efluentes reais e em larga escala.

Neste contexto, este trabalho teve por finalidade verificar a estabilidade de grânulos aeróbios formados naturalmente durante o tratamento de esgoto sanitário. Analisando a influência das condições operacionais do sistema sobre as características físicas e químicas da biomassa granular. O estudo foi realizado no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar o tratamento de esgoto sanitário utilizando o processo de grânulos aeróbios cultivados naturalmente em um reator em bateladas sequenciais.

### **2.2 Objetivos específicos**

- a) Avaliar grânulos aeróbios formados naturalmente quanto às suas características físicas para duas configurações de ciclos operacionais do RBSG.
- b) Avaliar o RBSG quanto à sua eficiência na remoção de matéria carbonácea e de nutrientes de esgoto sanitário.



### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Sistemas de Biomassa Granular Aeróbia

A granulação aeróbia é uma biotecnologia promissora para o tratamento de águas residuárias (DENG *et al.*, 2016). A aplicação da tecnologia de grânulos aeróbios para o tratamento de efluentes tem se mostrado muito atrativa, visto as suas inúmeras vantagens em comparação aos sistemas convencionais de lodos ativados.

A tecnologia de biomassa granular aeróbia foi inicialmente relatada por Mishima e Nakamura (1991), quando se observou a formação de grânulos aeróbios durante a operação de um reator de manta de lodo aeróbio, em escala piloto, operado com fluxo ascendente contínuo (do inglês *continuous upflow aerobic sludge blanket reactor*) para o tratamento de esgoto municipal. Em 1998, a primeira patente dessa tecnologia foi concedida à Heijnen & van Loosdrecht. Desde então, diversos estudos têm sido conduzidos com o intuito de aprimorar essa tecnologia. Dentre estes, destacam-se trabalhos focados na avaliação da remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (DE KREUK *et al.*, 2005; LI *et al.*, 2005; LEMAIRE *et al.*, 2008; BAO *et al.*, 2009; BELMONTE *et al.*, 2009; WANG *et al.*, 2009; PIJUAN *et al.*, 2011; WAGNER, 2011; BASSIN *et al.*, 2012; COMA *et al.*, 2012, AKABOCI, 2013; Li *et al.*, 2014 e WAGNER, 2015). Assim como, estudos que buscam compreender os principais fatores que afetam o processo de granulação (MCSWAIN *et al.*, 2004, DULEKGURGEN *et al.*, 2008, ZHOU *et al.* 2014; LIU, Y & TAY, 2015; AWANG & SHAABAN, 2016, SZABJAMIO *et al.*, 2016).

É importante salientar que a maioria dos estudos sobre biomassa granular, até este momento, foi desenvolvida em reatores de bateladas sequenciais (LI *et al.*, 2016). No entanto, observa-se uma preferência por sistemas de fluxo contínuo quando se pretende operar em larga escala, uma vez que estes apresentam vantagens como: menor custo de implantação, menor custo de manutenção e maior facilidade operacional. (JUANG *et al.*, 2010). Porém, segundo Li *et al.* (2016), os grânulos desenvolvidos em reatores de fluxo contínuo ainda são bastante instáveis, o que compromete a implementação desses sistemas.

Atualmente, a tecnologia de biomassa granular aeróbia é aplicada pela empresa de consultoria em engenharia Royal Haskoning DHV, com o nome comercial Nereda®, essa foi inicialmente adaptada para aplicações industriais pela DHV, em parceria com a Universidade

Tecnológica de Delft e, posteriormente, aprimorada para o tratamento de esgoto doméstico.

Entretanto, percebe-se que embora essa tecnologia já esteja sendo comercializada, diversos avanços tenham sido alcançados pela comunidade científica, são poucos os trabalhos publicados até o momento que descrevem sistemas, em escala real, operando com efluente doméstico, que poderiam servir como subsídios para a consolidação e a difusão dessa tecnologia (PRONK *et al.*, 2015).

### 3.2 Reator em Bateladas Sequenciais

Reatores em batelada sequenciais (RBS) são uma variação do processo de lodos ativados. Eles diferem dos sistemas de lodos ativados, porque têm a capacidade de realizar todas as etapas de tratamento e processos em uma única unidade operacional, enquanto que as instalações convencionais dependem de várias unidades (NEIWPC, 2005). Em outras palavras, os reatores RBS realizam o tratamento e a sedimentação em uma sequência de tempo, diferindo-se dos sistemas convencionais onde esses processos ocorrem em uma sequência espacial (VON SPERLING, 2002).

Os sistemas RBS são utilizados em todo o mundo desde a década de 1920. No entanto, graças as melhorias em equipamentos e tecnologias, especialmente em dispositivos de aeração e sistemas de automatização, esses sistemas têm conseguido aumentar a sua competitividade em relação aos sistemas de lodos ativados convencionais (WANG *et al.*, 2009).

Dentre as principais vantagens desses sistemas têm-se:

- Flexibilidade e controle operacional;
- Redução nos custos de implantação, devido à eliminação de decantadores secundário e outros equipamentos; e
- Possibilidade de operar em condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias no mesmo tanque, permitindo a nitrificação, desnitrificação e a remoção de fósforo (AL-REKABI *et al.*, 2007).

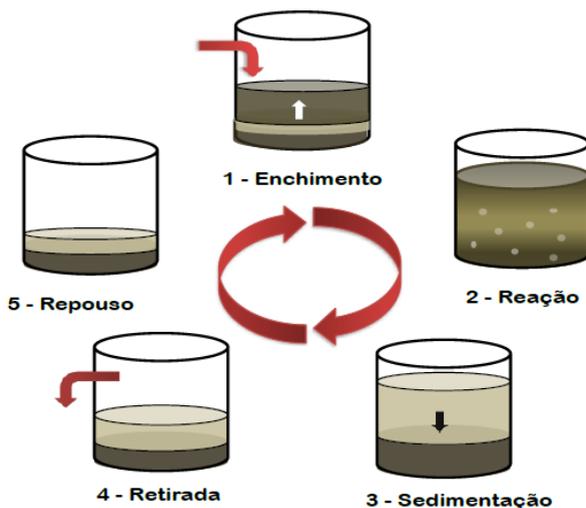
Entre as desvantagens desse sistema têm-se:

- Maior nível de sofisticação tecnológica se faz necessário, especialmente para grandes sistemas;
- Possível necessidade de equalização após o reator, dependendo dos processos à jusante, uma vez que RBS

descartam em bateladas, com vazões muito maiores do que as observadas em sistemas de fluxo contínuo (MAHVI,2008)

Um ciclo típico de um RBS compreende cinco períodos distintos (Figura 1): enchimento, reação, sedimentação, descarte e repouso (LIM *et al.*, 2002).

**Figura 1: Fases de operação de um sistema RBS**



**Fonte: Wagner (2015)**

### *Enchimento*

Etapa que consiste na adição de efluentes e substrato para a atividade microbiana. O tempo de enchimento pode ser controlado através de controladores de nível ou por temporizadores. Esta etapa pode ocorrer sobre condições estáticas ou com mistura (AZIZ *et al.*,2011). Enchimento estático compreende a introdução de efluente no reator sem mistura ou aeração. Este método é comumente utilizado em sistemas onde se pretende realizar a remoção de nutrientes, onde os microrganismos estão expostos a quantidades suficientes de substrato e a condições anóxicas ou anaeróbias (WANG *et al.*, 2009).

### *Reação*

A fase de reação compreende os processos de mistura e aeração. Nesta fase pode se alternar entre condições aeróbias e condições anóxicas. A duração do tempo de reação pode ser controlada através de temporizadores, pelo nível do líquido em sistemas multi-tanques ou pelo grau de tratamento desejado (VON SPERLING, 2002).

### *Sedimentação*

Nesta etapa ocorre a separação dos sólidos em suspensão do efluente tratado. Sistemas RBS apresentam melhores eficiências de sedimentação do que sistemas de fluxo contínuo, uma vez que não sofrem interferência da entrada e saída de efluentes, garantindo melhores condições para a sedimentação dos sólidos (DEZOTTI, 2008).

### *Descarte*

Nesta fase, o efluente tratado é retirado do reator, dentre os principais dispositivos de retirada adotados para o descarte é comum a utilização de vertedores flutuantes ou ajustáveis (VON SPERLING, 2002).

### *Repouso*

Nesta etapa, a biomassa permanece em repouso até o início do próximo ciclo, a duração dessa fase pode variar em função das condições operacionais do reator. Além disso, segundo Hung *et al.* (2012), o período de repouso pode ser utilizado para a realização de descarte do lodo excedente.

O número de ciclos e o tempo de duração de cada fase podem variar em função da quantidade de efluente a ser tratado, da carga orgânica aplicada, das características do efluente e do nível de tratamento requerido (SPERLING, 2002; GERARDI, 2010).

## **3.3 Características da Biomassa Granular**

Em 2004, aconteceu em Munique, Alemanha, o primeiro grande evento sobre biomassa granular aeróbia, intitulado :*Ist IWA workshop*

*Aerobic Granular Sludge*. Este workshop foi realizado com o intuito de permitir a discussão de vários aspectos do processo de granulação e sua aplicação, compartilhar os avanços alcançados até aquele momento, desenvolver uma definição comum para os grânulos aeróbios, além de definir tópicos específicos para pesquisas futuras (por exemplo, fatores que influenciam a formação do grânulo, diversidade microbiana, processos de conversão) (BATHE *et al.*, 2005).

Neste evento, os grânulos foram pela primeira vez definidos como: “*Agregados de origem microbiana, que não coagulam sob reduzidas forças de cisalhamento hidrodinâmico, e que se depositam significativamente mais rápido do que flocos de lodos ativados.*” (DE KREUK *et al.*, 2005). Em outras palavras, os grânulos aeróbios são considerados um agrupamento de células que ocorre por meio de um processo de auto-imobilização, formando assim uma associação estável e multicelular que não coagula sob reduzidas forças de cisalhamento hidrodinâmico (LIU *et al.*, 2005).

### 3.3.1 Propriedades Físicas

A velocidade de sedimentação é um dos principais diferenciais dos grânulos aeróbios, esta depende do tamanho e da densidade dos grânulos, pode alcançar até  $50-90\text{m.h}^{-1}$  (GAO *et al.*, 2010). Estes valores são muito mais elevados do que os valores observados em flocos de sistemas convencionais de lodos ativados, que se encontram em uma faixa de  $7-10\text{ m.h}^{-1}$  (SCHMIDT *et al.*, 1996). A velocidade de sedimentação é um parâmetro muito importante e está diretamente relacionada com a capacidade de retenção de biomassa e a eficiência de separação sólido-líquido do reator (ADAV *et al.*, 2008).

Winkler *et al.* (2013) realizaram um estudo buscando entender os fatores que influenciam na densidade do lodo granular e consequentemente, na velocidade de sedimentação. Os autores apontaram o acúmulo de precipitados no interior dos grânulos e a composição bacteriana como os principais elementos a influenciar na densidade dos grânulos. Já Oshiki *et al.* (2010) concluíram que polímeros armazenados, tais como polifosfato, glicogênio e polihidroxialcanoatos, contribuem diretamente na densidade dos grânulos, sendo que as altas densidades das células bacterianas são frequentemente relacionadas com a presença destes compostos. A presença de organismos acumuladores de fósforo (do inglês, *phosphate accumulating organisms* - PAO) também é frequentemente

correlacionada a formação de grânulos de alta densidade (BASSIN *et al.*, 2012; WINKLER *et al.*, 2013).

Grânulos aeróbios, geralmente, têm força física suficiente para manter a estabilidade da sua forma e estrutura granular durante a operação. A força física é um importante parâmetro utilizado para caracterizar a biomassa granular, tanto no que diz respeito as suas características estruturais, quanto a sua capacidade de suportar a alta abrasão e a força de cisalhamento do efluente (GAO *et al.*, 2010). A força física pode ser expressa como o “coeficiente de integridade”, que é definido como a proporção de grânulos aeróbios residuais em relação ao peso total da biomassa granular após 5 min de agitação, a 200 rpm, num agitador plataforma tipo orbital (TAY *et al.*, 2002). Outro método para determinar a força física dos grânulos é baseado na resistência destes contra a força de compressão (REN *et al.*, 2008). A resistência dos grânulos também pode ser mensurada indiretamente pelo coeficiente de estabilidade (S) desenvolvido por Nor-Anuar *et al.* (2012), este representa a estabilidade dos grânulos aeróbios quando submetidos a tensão de cisalhamento.

Outro importante atributo dos grânulos é sua porosidade, estudos indicam que existe uma forte correlação entre a bioatividade e a porosidade dos grânulos (TAY *et al.*, 2002; ZHENG *et al.*, 2007). Em outras palavras, a porosidade influencia a forma como se dá o transporte de substrato e limita as concentrações de oxigênio dentro dos grânulos aeróbios, permitindo a existência de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (GAO *et al.*, 2010). Segundo os autores, flocos de lodos ativados apresentam normalmente porosidade superior a 0,95, enquanto que grânulos aeróbios apresentam valores relativamente mais baixos. Zheng *et al.* (2007) indicaram que a porosidade dos grânulos aeróbios varia entre 0,68-0,93 e tende a diminuir com o aumento do tamanho destes.

### 3.3.2 Propriedades Químicas

Substâncias poliméricas extracelulares (do inglês *extracellular polymeric substances* - EPS) são materiais viscosos secretados pelos microrganismos, estes podem compreender polissacarídeos, proteínas, ácidos húmicos e lipídeos (ADAV *et al.*, 2008). O acúmulo de EPS está relacionado com a aderência e a agregação biológica microbiana, a qual estimula a formação de grânulos aeróbios (WANG *et al.* 2013). Segundo Lin *et al.* (2015), o EPS se acumula na superfície das células

bacterianas, alterando suas características físico-químicas, tais como carga e hidrofobicidade, entre outras propriedades.

Estudos realizados por Liu *et al.* (2003) correlacionaram a hidrofobicidade da superfície celular e formação de grânulos heterotróficos e nitrificantes. Segundo Lee *et al.* (2010), com a ajuda das forças hidrofóbicas, os flocos de lodos ativados podem ser agrupar e estabelecer uma estrutura em rede especial, favorecendo a rápida formação de grânulos aeróbios.

O EPS também funciona como uma barreira defensiva, protegendo as células para que estas não sejam arrastadas pelo fluxo de substâncias, auxiliando as células a resistirem às condições de estresse, tais como variações bruscas de pH, diminuição de substrato, a presença de agente tóxicos e outros agentes antimicrobianos (CAIXETA, 2008).

Segundo Cydzik-kwiatkowska e Zielińska (2016) proteínas e polissacarídeos na forma coloidal são os principais constituintes do EPS e determinam a estrutura e as propriedades da biomassa granular. Alguns estudos consideram que os polissacarídeos são os principais componentes para a formação dos grânulos, por eles facilitarem a adesão em célula por célula (TAY *et al.*, 2001; LIU *et al.*, 2002). Outros elegem as proteínas como componente chave (MCSWAIN *et al.*, 2005; CHEN *et al.*, 2007). Entretanto, não há nenhuma conclusão sobre quais os componentes mais importantes na formação de lodo granular aeróbio. Segundo McSwain *et al.* (2005), a razão polissacarídeos totais/ proteínas totais (PS/PN) encontrada nos grânulos varia entre 3,4 e 6,2, valor muito maior do que o encontrado em flocos de sistemas convencionais de lodos ativados, que é próximo de 0,9.

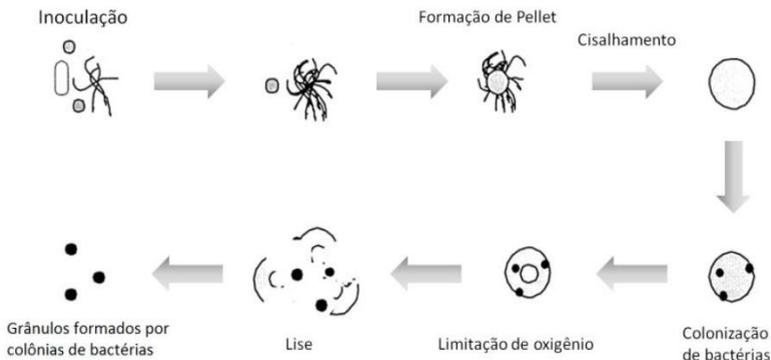
### 3.4 Mecanismos de Granulação Aeróbia

A granulação aeróbia pode ser considerada um processo de evolução progressiva do lodo, utilizando inóculo para *start up* do processo, geralmente flocos de lodo ativado, até a obtenção de grânulos densos. Diferente da granulação anaeróbia, a qual parece ser um processo espontâneo, os grânulos aeróbios são cultivados em condições controladas, sendo um processo influenciado por diversos fatores (SHOW *et al.*, 2012). Nos últimos anos, registraram-se diversos progressos na compreensão de como a granulação ocorre e como o processo pode ser acelerado. Entretanto, um mecanismo de granulação global ainda não foi completamente estabelecido (ZHANG *et al.*, 2016).

Segundo o mecanismo de formação de grânulos aeróbios proposto por Beun *et al.* (1999)(Figura 2), após a inoculação de um

reator com lodo bacteriano, os fungos tornam-se predominantes no sistema. Isso se dá devido a facilidade com que os fungos conseguem formar *pellets* de micélios com ótima sedimentabilidade, favorecendo sua retenção dentro do reator. Ao contrário dos fungos, as bactérias não possuem essa propriedade e são quase que completamente “lavadas” do reator. Desta forma, durante a partida do sistema, a biomassa do reator será constituída principalmente por agregados filamentosos formados por fungos. Em sequência, o cisalhamento no reator faz com que ocorra o descolamento dos filamentos na superfície dos agregados, tornando estes mais compactos. Os agregados crescem até atingir diâmetros de 5-6 mm, quando limitações de oxigênio no interior destes, fazem com que ocorra a lise. Estes agregados funcionam como matrizes de imobilização, permitindo a fixação e o crescimento de colônia de bactérias. No momento em que ocorre a lise dos agregados, as colônias de bactérias já são grandes o suficiente e conseguem, dessa forma, se manter no reator. Essas microcolônias formam os primeiros grânulos, que posteriormente serão dominantes no sistema.

**Figura 2: Mecanismo de granulação aeróbia em um reator RBS**



**Fonte: Beun et al. (1999)**

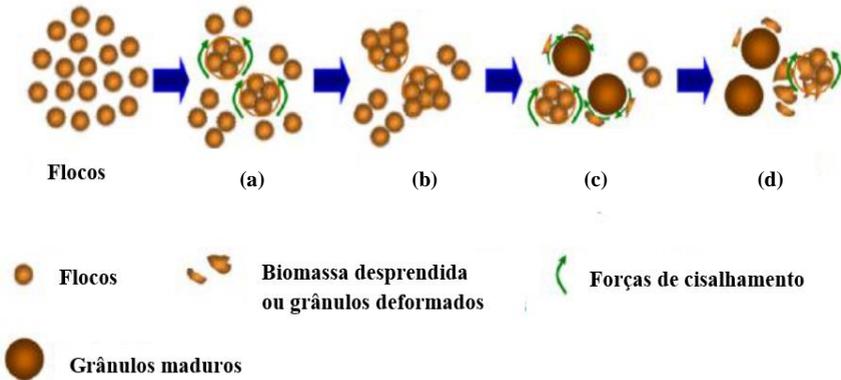
Alguns anos depois, Liu e Tay (2002) propuseram um mecanismo de granulação mecanicista de quatro etapas, como se segue: (1) contato célula-a-célula; (2) ligação inicial para formação de agregados; (3) aumento na ligação entre as partículas através de substâncias poliméricas extracelulares (EPS); (4) força de cisalhamento hidrodinâmico para estabilizar a estrutura tridimensional do grânulo. Na primeira etapa ocorre o movimento físico responsável pelo contato

inicial entre as bactérias ou por permitir a fixação bacteriana sobre uma superfície sólida. Esse movimento ocorre pela ação das forças hidrodinâmicas, de difusão e gravitacional, pelo movimento Browniano e pela mobilidade das próprias células. Na segunda etapa ocorre a estabilização das ligações estabelecidas anteriormente. Nesta fase, bactérias filamentosas auxiliam a construção de uma estrutura tridimensional, oferecendo um ambiente estável para o crescimento das bactérias aderida. Destaca-se ainda a importância da hidrofobicidade nesta etapa do processo. Na terceira etapa verifica-se o crescimento e a maturação dos aglomerados de células, esta se dá através da produção de substâncias poliméricas extracelulares, de alterações metabólicas e genéticas induzidas pelo ambiente, as quais, por sua vez, facilitam as interações celulares e promovem o desenvolvimento de uma estrutura microbiana altamente organizada. Na última etapa, atinge-se o estado estacionário da estrutura tridimensional do agregado microbiano, devido à atuação das forças hidrodinâmicas.

Um processo alternativo foi proposto por Zhou *et al.* (2014), após um estudo que utilizou microesferas fluorescentes para rastrear o movimento dos flocos durante o processo de granulação. Neste trabalho, as análises de distribuição das microesferas nos grânulos revelaram que a fase terminal do processo de granulação é um estado de equilíbrio dinâmico, onde os flocos se desprendem, colidem e se agregam de forma contínua com grânulos. Os autores sintetizaram esse processo (Figura 3) em quatro etapas: (a) agregação inicial;(b) crescimento dos grânulos devido à contínua agregação de flocos; (c) nova autoaglomeração dos flocos remanescentes; (d) regranulação dos flocos desprendidos e dos grânulos deformados.

A granulação aeróbia é afetada por uma série de parâmetros operacionais, tais como: tempo de sedimentação, composição do substrato, carga orgânica, oxigênio dissolvido, estratégia de alimentação, troca volumétrica, força de cisalhamento hidrodinâmico e configuração do reator (KONG *et al.*,2009 ZHU *et al.*,2013; BINDHU & MADHU, 2014).

**Figura 3: Dinâmica do processo de granulação aeróbia**



Fonte: Zhou *et al.* (2014).

Na literatura uma série de estudos tem apontado a redução gradual do tempo de sedimentação como uma importante estratégia de seleção (LIU&TAY, 2004; LIU&TAY, 2005; WEISSBRODT *et al.*, 2012; SADRZADEH & DULEKGURGEN, 2014). A redução gradual do tempo de sedimentação faz com que as partículas com pior sedimentabilidade sejam lavadas do reator, acelerando o processo de granulação. Segundo Szabó *et al.*(2016), deve-se adotar uma estratégia equilibrada, onde a redução não seja brusca o suficiente a ponto de causar uma drástica perda de biomassa e nem tão lenta a ponto de formar flocos com boa sedimentação ao invés de grânulos.

Uma análise da cinética de grânulos aeróbios maduros, realizada por Awang e Shaaban (2009), indicou que grânulos desenvolvidos em reatores com elevada razão H/D apresentam menores períodos de *start up*, além de serem mais ativos que aqueles formados em reatores com baixa razão H/D. Estudos mostraram que existe uma correlação entre a força de cisalhamento e a produção de EPS. Altas taxas de aeração induzem a altos valores de cisalhamento e forças de compactação na superfície dos grânulos, estimulando a produção de EPS e aumentando a hidrofobicidade da superfície celular (WEISSBRODT *et al.*, 2012).

Tay *et al.* (2004) relataram, com base em seus estudos, que a taxa de aeração mínima para granulação aeróbia em sistemas de aeração com bolhas, não deve ser inferior a  $1,2 \text{ cm.s}^{-1}$ , do contrário, a formação dos grânulos pode ser comprometida ou mesmo não acontecer. Destaca-se,

entretanto, que a aplicação de elevadas taxas de aeração, com o intuito de obter melhores condições de cisalhamento e consequentemente otimizar o processo de granulação aeróbia, conduz a um consumo substancial de energia, o que pode ser economicamente inviável quando se pretende operar em escala real (WAGNER, 2015).

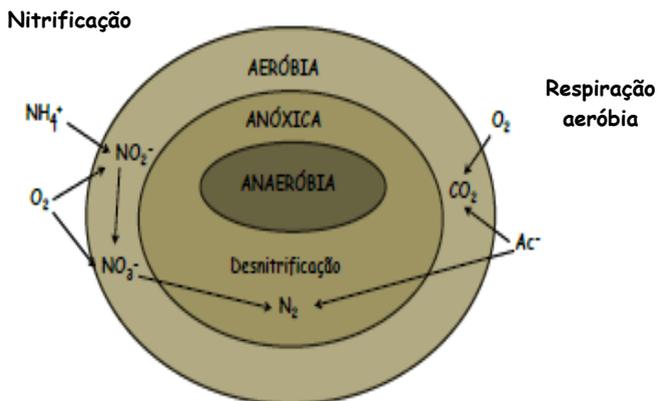
Além dos estudos voltados para os efeitos das condições operacionais sobre o processo de granulação, várias estratégias têm sido estudadas para acelerar o processo de granulação, entre elas: o acréscimo de íons metálicos (WANG *et al.*, 2012. KONG *et al.*, 2014), adição de meios de suporte externos (LI *et al.*, 2011; LIU *et al.*, 2014), acréscimo de gelatina (*bone glue*) (WANG *et al.*, 2013), a inoculação com lodos de ótima sedimentabilidade, como por exemplo: biomassa granular esmagada (VERAWATY *et al.*, 2012) e inoculação com flocos de lodos ativados com excelente sedimentabilidade (SONG *et al.*, 2010). Todas essas estratégias mostraram-se capazes de acelerar o processo de granulação, com maior ou menor eficiência, no entanto, não foram observadas melhorias drásticas no processo de granulação que justifiquem os custos de sua aplicação. Desta forma, a aplicação de simples abordagens operacionais continua sendo desejável para aplicações em escala real. (LIU & TAY, 2015)

### **3.5 Remoção de Matéria Orgânica Carbonácea e Nutrientes em Grânulos Aeróbios**

A limitação da difusão de oxigênio no interior dos grânulos possibilita a existência simultânea de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (LI *et al.*, 2005), como pode ser observado na Figura 4. Permitindo dessa forma que os processos de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo ocorram de forma simultânea (BASSIN *et al.*, 2012). Esses mecanismos de remoção de nutrientes são semelhantes aos verificados em sistemas de lodos ativados convencionais, no entanto, no caso de grânulos, ocorrem sem a necessidade de utilização de tanques adicionais (DE KREUK, 2006).

A Figura 4 apresenta o esquema de camadas homocêntricas proposto por Figueroa *et al.* (2009). Segundo os autores, na superfície dos grânulos ocorre a oxidação de matéria orgânica pelos microrganismos heterotróficos; em uma zona intermediária, um pouco mais profunda, estariam os microrganismos nitrificantes, e no interior dos grânulos, onde não há penetração de oxigênio ou a concentração deste é muito baixa, prevaleceriam os microrganismos desnitrificantes.

**Figura 4: Combinação de processos de remoção de carbono e nitrogênio nos grânulos aeróbios**



**Fonte: Adaptado de Figueroa *et al.* (2009)**

Nos sistemas de tratamento biológico de esgoto doméstico, o nitrogênio é removido por meio da transferência das formas nitrogenadas da fase líquida para a fase sólida e/ou gasosa (EKAMA & WENTZEL, 2008). Sua remoção é realizada por dois mecanismos principais: 1) síntese da biomassa (assimilação do nitrogênio) e descarte do lodo; e 2) nitrificação e desnitrificação biológica (WAGNER, 2015)

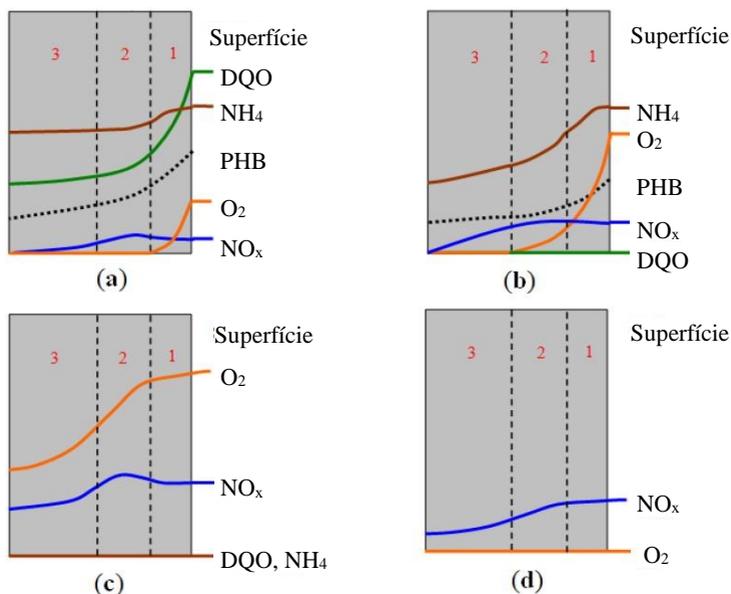
Li *et al.* (2014) propuseram, com base em seus estudos, uma hipótese sobre a estrutura granular e a dinâmica de biodegradação dos compostos orgânicos carbonáceos e nutrientes, ao longo de quatro períodos distintos, durante da operação de um reator RBS (Figura 5).

No início da aeração (Figura 5a), logo após o enchimento, a concentração de carbono é bastante alta, permitindo que parte desse substrato se difunda para o interior do grânulo, parte deste é convertido parcialmente, pelos microrganismos, em polihidroxibutiratos (PHB) sendo armazenado no interior das células. Com a aeração, a concentração de DQO diminui rapidamente. Simultaneamente, ocorre a nitrificação parcial na primeira camada (aeróbia). Portanto, enquanto houver substrato disponível no meio líquido, o oxigênio será rapidamente consumido nas camadas mais externas devido ao crescimento, armazenamento de substrato e nitrificação, logo a penetração deste está limitada à primeira camada do grânulo. A garantia de zonas anóxicas, nas camadas dois e três, torna possível a ocorrência da desnitrificação de parte do nitrito e nitrato disponível no interior do

grânulo, utilizando como substrato o PHB armazenado previamente. Com a diminuição da concentração de DQO (período de inanição, do inglês *famine period*), o processo de nitrificação é intensificado, permitindo que uma grande quantidade de amônia seja convertida em nitrito e nitrato. Na Figura 5b é possível observar que neste período, o oxigênio já consegue penetrar até a segunda camada e a concentração de amônia é consideravelmente reduzida.

Na terceira fase, que compreende o período em que ocorre déficit de amônia ou a concentração desta é muito baixa (Figura 5c), o oxigênio já é capaz de alcançar a terceira camada. Neste período, os microrganismos são submetidos a uma fase de respiração endógena. Na quarta etapa (Figura 5d), a ausência de oxigênio no meio líquido (essa condição depende da duração dessa fase), pode estimular uma remoção adicional de nitrato, utilizando para isso os substratos armazenados internamente.

**Figura 5: Perfis da transferência de substâncias no interior dos grânulos em diferentes estágios do tratamento (a) Início da aeração e inserção de substrato (*feast period*); (b) Déficit de carbono (*famine period*); (c) Déficit de amônia; (d) Período de repouso.**



Fonte: Li *et al.* (2014)

Observa-se desta forma, que a eficiência dos processos de biodegradação de carbono e de nitrificação e desnitrificação simultânea (NDS) são regulados pelas diferentes concentrações de oxigênio dentro dos grânulos. A distribuição de oxigênio depende basicamente de dois aspectos: a concentração de oxigênio no meio líquido e o tamanho do grânulo (DI BELLA & TORREGROSSA, 2013). Quanto à eficiência do processo NDS, estudos indicam que elevadas concentrações de OD favorecem a nitrificação, mas limitam a desnitrificação, enquanto baixas concentrações de OD favorecem a desnitrificação, mas limitam a nitrificação (DE KREUK *et al.*, 2005a).

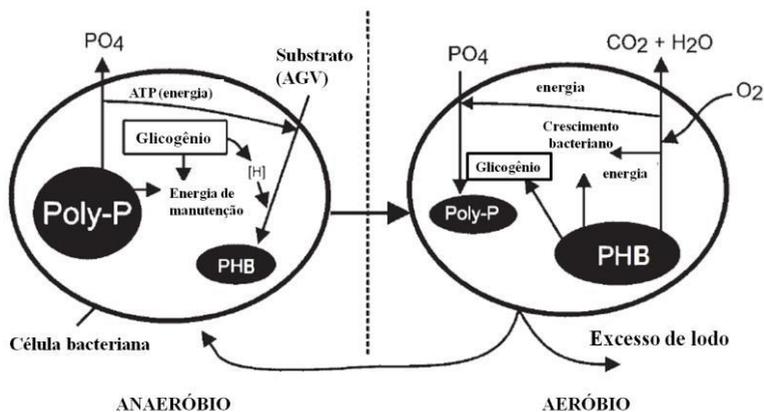
A remoção biológica de fósforo de águas residuárias ocorre através da incorporação deste na biomassa celular (HENRIQUE *et al.*, 2010). A remoção deste nutriente pode ser alcançada em reatores RBSG por meio do aprimoramento da remoção biológica de fósforo (do inglês *enhanced biological phosphate removal*), este consiste em alternar entre condições anaeróbias e aeróbias ao longo da operação do reator, de modo a favorecer o desenvolvimento de organismos acumuladores de fósforo (do inglês *polyphosphate-accumulating organisms* - PAO) (VAN LOOSDRECHT *et al.*, 1997). De acordo com Nunes *et al.* (2011), as células bacterianas normais têm a capacidade de armazenar cerca de 2,6% de fósforo em relação a sua massa total, já nos PAO essa porcentagem é muito superior, cerca de 38%.

Segundo Bassin (2012), quando a remoção de fósforo é um dos objetivos do tratamento, a alimentação do sistema RBSG deve ser realizada em condições anaeróbias, durante um período relativamente longo, favorecendo a seleção dos PAO. No entanto, estas condições também favorecem o desenvolvimento de organismos acumuladores de glicogênio (do inglês *glycogen-accumulating organisms* - GAO), conhecidos por competirem com os PAO pelo substrato orgânico disponível.

De acordo com os mecanismos apresentados por Wentzel *et al.* (1991), apresentados na Figura 6, durante a fase anaeróbia os ácidos graxos voláteis, produzidos pelas bactérias fermentativas ao longo do período de degradação da matéria orgânica, são utilizados pelos PAO como substrato para a produção de polímeros intracelulares, como o PHB. A energia das ligações do polímero polifosfato (Poly-P), existente no interior da célula dos PAO, é utilizada para regenerar o ATP, nesta fase também ocorre a liberação de fósforo inorgânico para o exterior da célula e consequente aumento da concentração deste composto no meio líquido. Assim, durante este período, observa-se uma concentração de

fósforo no meio líquido muito superior àquela encontrada no afluente (VAN HAANDEL *et al.*, 2009).

**Figura 6: Representação esquemática do processo de remoção de fósforo pelos grânulos aeróbios.**



Fonte: Wentzel *et al.* (1991).

Durante o período aeróbio PAO e GAO oxidam os polímeros previamente armazenados na zona anóxica do grânulo (BASSIN *et al.*, 2012). Nessa fase, observa-se que a absorção de fósforo é muito superior àquela necessária pelo metabolismo bacteriano, ou seja, o fósforo é armazenado em excesso no interior das células (VAN HAANDEL *et al.*, 2009). Destaca-se que a retirada definitiva de fósforo do sistema só ocorre através do descarte da biomassa excedente (HENRIQUE *et al.*, 2010).



## 4. METODOLOGIA

O presente trabalho foi realizado no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) da Universidade Federal de Santa Catarina, sendo parte integrante de uma pesquisa de mestrado e de uma pesquisa de doutorado. Esse estudo foi iniciado no final de agosto de 2015, no entanto, o monitoramento e coleta de dados do reator já estavam em andamento, desta forma, nesse trabalho além dos dados obtidos ao longo desse estudo, também foram analisados dados fornecidos pela equipe do LABEFLU.

### 4.1 Características gerais do sistema experimental

O sistema experimental encontra-se instalado nas dependências do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos II. Uma representação do sistema é apresentada na Figura 7. A alimentação do sistema foi feita com esgoto sanitário oriundo da rede pública de coleta de esgotos do bairro Pantanal do município de Florianópolis, SC, Brasil.

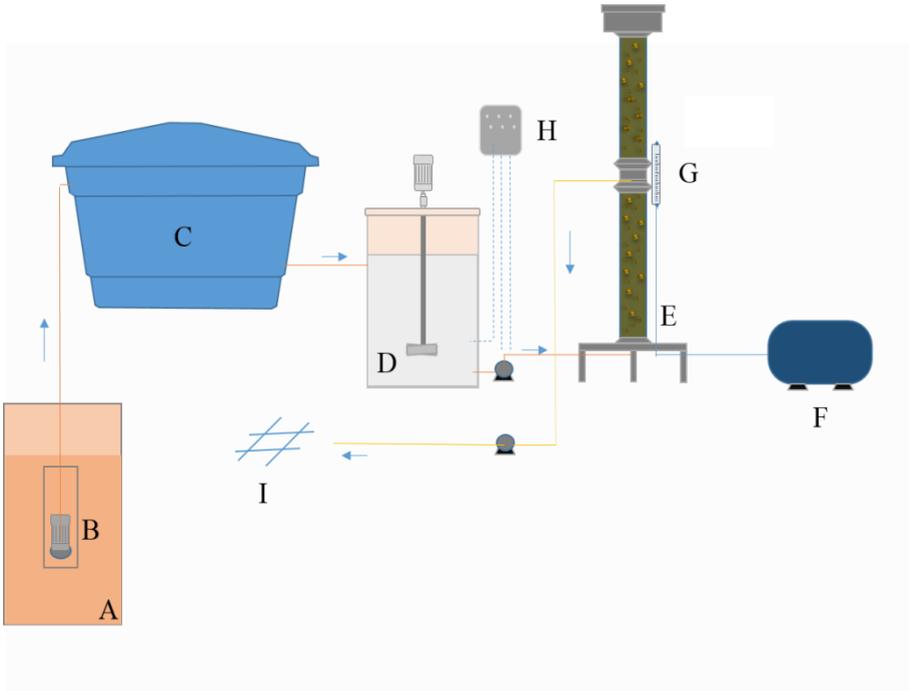
A captação do efluente era realizada através de uma bomba submersa (marca Schneider, BSC-94, 3/4 CV, monofásica, 60 Hz) (B), instalada em um poço de visita (A) pertencente à Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN). O efluente bruto era direcionado para um tanque de armazenamento (C) com capacidade máxima de 5000 L. O efluente armazenado no tanque (C) seguia por gravidade para o tanque de equalização (D), com capacidade máxima de 1000 L, esse equipado com um misturador que era acionado a cada 30 minutos, durante 10 segundos, a fim de garantir a homogeneização e evitar que os sólidos presentes no efluente sedimentassem. Durante o período de enchimento, o esgoto era bombeado do tanque para dentro do reator (E).

O reator em bateladas sequenciais com grânulos aeróbios (RBSG), em escala piloto, foi construído em coluna cilíndrica de acrílico transparente, apresentando as seguintes dimensões (Figura 8): 3,0 m de altura e 0,25 m de diâmetro interno, altura útil de 2,18 m, o que corresponde a um volume máximo de 98 L. Um conjunto de sensores de nível foram dispostos em diferentes alturas do reator, permitindo o controle do volume dentro do reator ao longo das etapas de enchimento e descarte. A injeção de ar no reator se deu por meio de um sistema de aeração por ar difuso, onde o ar comprimido produzido por meio de um compressor (F) (modelo Wayne Wetzel profissional – WV 15, 230 L, 3

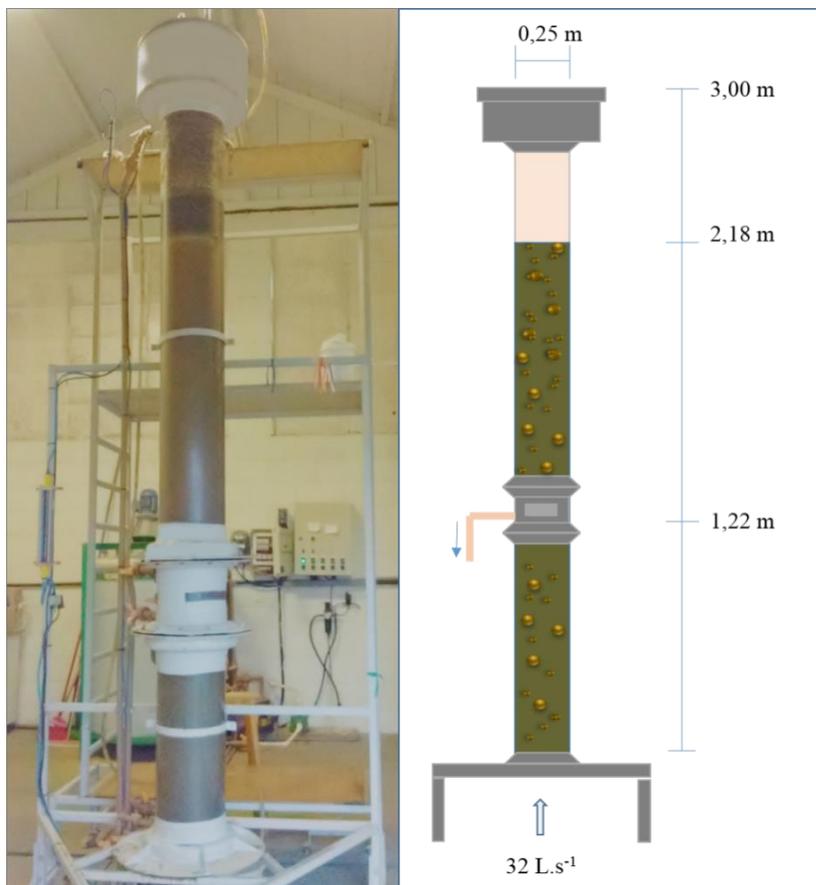
hp) era inserido no sistema mediante uma membrana difusora localizada na base do reator. Esse tipo de membrana tem como característica a formação de bolhas mais finas e, conseqüentemente, maior transferência de oxigênio para o meio líquido. O controle da vazão de ar comprimido introduzido no sistema foi feito por meio de um rotômetro (G). Ao fim de cada ciclo, uma bomba de descarte era acionada e o efluente tratado era direcionado para a rede coletora (I) da CASAN, à jusante do ponto de coleta.

O sistema era operado de forma automática por meio de um controlador lógico programável (CLP, Siemens) (H). Este permite controlar a duração de cada fase do ciclo operacional do reator, o acionamento e desligamento do compressor de ar, das bombas de captação e de entrada/saída de esgoto.

**Figura 7: Representação simplificada do sistema**



**Fonte: Autor**

**Figura 8: Dimensões do RBSG utilizado**

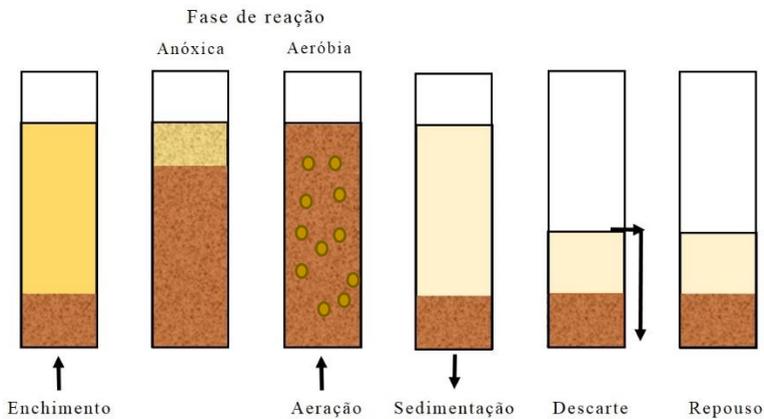
**Fonte: Autor**

## **4.2 Operação do sistema RBSG**

O *start up* do reator ocorreu de forma natural, sem inoculação (granulação natural). O reator operou em ciclos de aproximadamente 4 horas, sendo este tempo estabelecido com base nos resultados obtidos por Wagner *et al.* (2011). Cada ciclo compreendeu as etapas de enchimento, etapa anóxica, reação aeróbia, sedimentação, descarte e repouso (Figura 9).

O enchimento foi realizado sem aeração ou agitação mecânica, e em fluxo ascensional, permitindo um maior contato entre a biomassa granular do reator e o efluente bruto. Após o enchimento, o reator permanecia durante um período em condições anóxicas (sem aeração ou agitação). Em sequência, a aeração era acionada e o reator passava a operar em condições aeróbias, ao término dessa etapa, a aeração era desligada, permitindo que a biomassa sedimentasse. Em sequência, a bomba de descarte era acionada e o efluente tratado era retirado do reator, após o descarte o reator permanecia em repouso até o início do próximo ciclo.

**Figura 9: Etapas de operação do reator**



**Fonte: Autor**

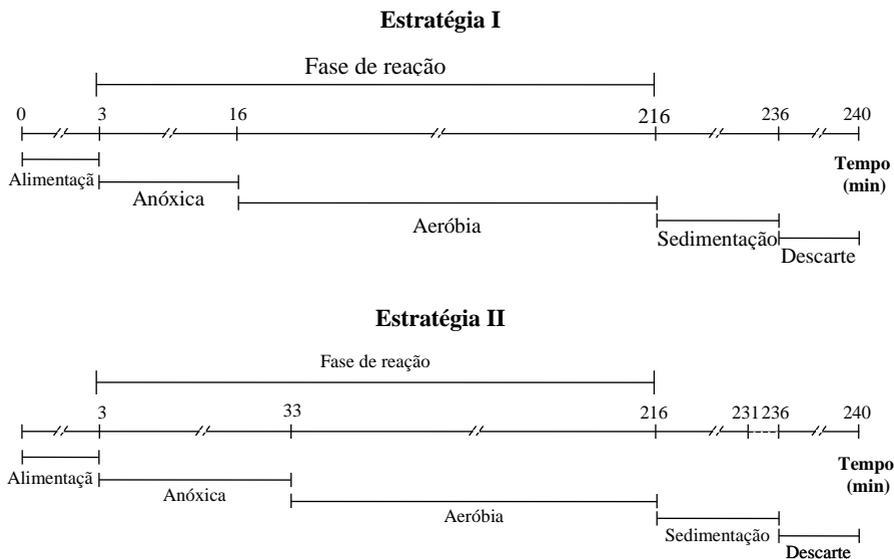
O percentual de troca volumétrica ( $V_{\text{enchimento}}/V_{\text{reator}}$ ) adotado no reator foi de 56%, portanto, aproximadamente 55 L de esgoto sanitário eram tratados a cada ciclo. A vazão de ar aplicada ao reator foi mantida em  $32 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$ , o que corresponde a uma velocidade superficial ascensional de ar de  $1,1 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ .

Para o desenvolvimento deste estudo foram definidas duas estratégias de operação com base na variação do tempo da fase anóxica, estratégia I (EI) e estratégia II (EII)(Figura 10). A EI teve início em maio de 2015, período que antecede o início deste estudo, que foi iniciado a partir do 100º dia de monitoramento, desta forma, os dados obtidos posteriormente ao início deste trabalho também serão explorados, a fim de permitir a comparação entre as duas estratégias.

Na estratégia I, o enchimento teve duração de aproximadamente 3 minutos, fase anóxica de 13 minutos, 200 minutos de aeração, 20 minutos de sedimentação, cerca de 4 minutos para o descarte do efluente tratado e 1 minuto de repouso. Esta estratégia teve duração de 143 dias, destes, 19 dias correspondem ao período de *start up* do sistema.

Na Estratégia II, além da variação de tempo da fase anóxica para 30 minutos, optou-se pela redução gradual do tempo de sedimentação de 20 minutos para 15 minutos. Esta redução teve como intuito a lavagem da biomassa de pior sedimentabilidade, aumentando a pressão de seleção do reator. A composição final do ciclo foi: enchimento (~3 min), fase anóxica (30 min), aeração (183-188 minutos), sedimentação (20-15 min), descarte do efluente tratado (~4 min) e repouso (1 min). O tempo de monitoramento dessa estratégia foi de 115 dias.

**Figura 10: Fases do ciclo operacional do reator aplicado nas diferentes condições operacionais.**



### 4.3 Monitoramento do reator

O monitoramento foi iniciado a partir do momento que as características da biomassa já permitiam caracterizar o reator como um RBSG. O critério adotado seguiu as recomendações de Liu *et al.* (2010),

que estabelece que a biomassa é considerada predominantemente granular quando pelo menos 50% das partículas apresentam diâmetro superior a 0,2 mm.

#### **4.3.1 Análises físico-químicas**

O monitoramento do reator quanto ao seu desempenho na remoção de matéria carbonácea e nutrientes seguiu metodologias descritas em *Standard Methods (SM) for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os parâmetros analisados neste trabalho foram: demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total, nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), oxigênio dissolvido (OD), pH, sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e temperatura. Informações quanto à frequência das análises e amostras analisadas são apresentadas na Tabela **1**.

**Tabela 1. Métodos e frequência das análises físico-químicas**

Análises	Amostras	Métodos	Frequência
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO <sub>5,20</sub> )	Afluente, efluente	Método manométrico (HACH)	Uma vez por semana
Demanda química de oxigênio total (DQO)	Afluente, mistura, efluente	Método colorimétrico em refluxo fechado. SM 5220D	Uma vez por semana
Fósforo total (Pt)	Afluente, mistura, efluente	Método molybdovanadato. SM 4500 C	Uma vez por semana
Nitrito (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N), nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N) e ortofosfatos (PO <sub>4</sub> -P)	Afluente, mistura, efluente	Cromatografia líquida de troca iônica (DIONEX DX 120). SM 4110 C	Uma vez por semana
Nitrogênio amoniacal (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	Afluente, mistura, efluente	Método do salicilato com cianureto (HACH)	Uma vez por semana
Nitrogênio total (NT)	Afluente, efluente	Método da digestão com persulfato (HACH)	Uma vez por semana
Oxigênio dissolvido (OD)	Afluente, mistura, efluente	Sonda multi-parâmetro (YSI PRO1020)	Uma vez por semana
pH	Afluente, mistura, efluente	Sonda multi-parâmetro (YSI PRO1020)	Uma vez por semana
Sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF)	Afluente, mistura, efluente	Método gravimétrico em membrana de vidro (0,47µm). SM 2540	Uma vez por semana
Temperatura (°C)	Afluente, mistura, efluente	Sonda multi-parâmetro (YSI PRO1020)	Uma vez por semana

### **4.3.2 Caracterização da biomassa granular**

Os parâmetros definidos para avaliação do processo de granulação aeróbia no RBSG foram: análise de substâncias poliméricas extracelulares (EPS): polissacarídeos e proteínas; análise granulométrica por difração a laser; índice volumétrico de lodo (IVL) modificado; análise de densidade dos grânulos; análise de resistência dos grânulos; e idade do lodo.

#### ***Substâncias poliméricas extracelulares (EPS): proteínas e polissacarídeos***

A produção de polissacarídeos foi mensurada, segundo metodologia proposta por Dubois *et al.* (1956). Já a produção de proteínas foi determinada de acordo com Lowry *et al.* (1951). Amostras do licor misto eram coletadas semanalmente, sendo submetidas a um procedimento de extração e então armazenadas até a realização das análises. O procedimento utilizado para a extração pode ser descrito da seguinte maneira: uma alíquota de 5 mL do licor misto é transferida para um tubo de ensaio, acrescenta-se 5 mL de NaOH 1 N. Após a homogeneização da amostra, o tubo de ensaio deve ser recoberto com papel alumínio e posteriormente ser submetido a uma temperatura de 80°C durante 30 minutos, para isso deve se utilizar um banho maria. Após 30 minutos, retira-se o tubo de ensaio do banho maria e este deve permanecer durante 5 minutos em um banho de ultrassom. Após esse período a amostra deve ser congelada.

#### ***Granulometria***

O tamanho das partículas e a fração dos grânulos foram determinados por meio de análise granulométrica por difração a laser (Mastersizer 2000, Malvern Instrument SA). Esta análise foi realizada semanalmente. No entanto, devido a problemas no equipamento de medição, os últimos 30 dias deste estudo foram comprometidos.

#### ***Índice volumétrico de lodo***

A determinação do índice volumétrico do lodo (IVL) modificado seguiu metodologia proposta por Schwarzenbeck *et. al.*

(2004). De acordo com os autores, o ensaio tradicional não representa de forma adequada a sedimentabilidade dos grânulos, uma vez que estes sedimentam muito mais rápido do que a biomassa floculada. Desta forma, os autores propuseram a determinação do IVL em diferentes tempos de sedimentação. Para este estudo optou-se pela determinação do volume de lodo após 5, 10 e 30 minutos de sedimentação em uma proveta graduada de 1 L, uma vez que esses valores são comumente referenciados em diversos estudos envolvendo biomassa granular aeróbia.

Esta análise foi realizada semanalmente, a partir de amostras do licor misto do reator, coletadas ao fim da fase de aeração. O cálculo do IVL foi realizado a partir da Equação 1.

$$IVL_{(t)} = \frac{H_t \times 10^6}{H_0 \times SST} \quad (1)$$

Onde:

$IVL_{(t)}$  = Índice Volumétrico de Lodo no tempo  $t$  ( $\text{mL.g}^{-1}$ ).

$H_{(t)}$  = Altura de lodo sedimentado após  $t$  minutos (m);

$H_0$  = Altura da lâmina d'água na proveta de decantação (m);

$SST$  = Concentração de sólidos em suspensão totais da amostra ( $\text{mg.L}^{-1}$ );

$10^6$  = Fator de conversão de unidade.

### ***Densidade da Biomassa***

A densidade dos grânulos foi estimada, mensalmente, por meio da metodologia proposta por BEUN *et al.* (2002) *apud* Arrojo (2006). O procedimento desse ensaio pode ser descrito da seguinte maneira: Determina-se o peso de uma proveta seca de 100 mL (P1), em sequência acrescenta-se um volume conhecido de amostra de licor misto à proveta e determina-se o peso do conjunto (proveta + licor misto) (P2). Aguardar a sedimentação da biomassa, descartar o sobrenadante e realizar nova pesagem (P3). Acrescentar uma solução de azul de dextrano ( $1 \text{ g.L}^{-1}$ ), de modo a manter uma proporção volumétrica de 1:1 entre a solução e a biomassa sedimentada, agita-se suavemente o conteúdo e realiza-se nova pesagem (P4). Permitir que a biomassa sedimente novamente, retira-se uma fração do sobrenadante. A fração retirada e a solução de azul de dextrano devem ser transferidas para cubetas de quartzo e posteriormente lidas em espectrofotômetro a um

comprimento de onda de 620 nm. O cálculo da densidade dos grânulos é realizado através das equações (2) e (3).

$$Densidade(g.L^{-1}) = \frac{V_{inicial} \times SSV}{V_{biomassa}} \quad (2)$$

Onde:

SSV: Sólidos suspensos voláteis ( $g.L^{-1}$ )

$V_{inicial}$ :  $P_2 - P_1$

$V_{biomassa}$ :  $P_4 - P_3 - V_L$

Onde  $V_L$  é calculado de acordo com a seguinte equação:

$$V_L = \frac{A_{inicial} \times V_{dextran}}{A_{final}} \quad (3)$$

Onde:

$A_{inicial}$ : Absorbância da solução de *dextran blue*

$A_{final}$ : Absorbância da amostra

$V_{dextran}$ :  $P_4 - P_3$

### **Resistência dos grânulos**

A determinação da resistência dos grânulos foi realizada, uma única vez por estratégia, segundo metodologia proposta por Nor-Anuar *et al.* (2012). Este ensaio foi adaptado a partir de um procedimento desenvolvido por Pereboom (1997) para a avaliação da resistência de grânulos anaeróbios. Segundo o autor, a resistência dos grânulos é definida como a capacidade de resistir ao atrito e/ou quebra quando submetido a uma força mecânica ou a tensão de cisalhamento causada pelo fluido. A premissa básica desse procedimento é que, se os grânulos aeróbios são submetidos a uma tensão de cisalhamento que ultrapassa certo limite, a quantidade de lodo desprendida dos grânulos para o fluido será função da força de cisalhamento aplicada.

Para a realização desse ensaio uma quantidade significativa de amostra do licor misto (aproximadamente 5 Litros) deve ser coletada, esta deve ser peneirada em peneira de 212  $\mu m$ , de modo a garantir que apenas grânulos serão analisados. Após o peneiramento, a mostra

(somente grânulos) deve ser homogeneizada e posteriormente dividida em quatro porções. Este procedimento deve ser realizado com cuidado, de forma a evitar que os grânulos quebrem ou se desintegram antes da realização do ensaio, vindo a comprometer os resultados desta análise. A primeira fração dessa amostra deve ser utilizada para determinação de sólidos totais de acordo com metodologia descrita em APHA (2005). As demais porções serão utilizadas para a realização do ensaio em triplicata. Em um béquer de 1 L, adicionar 100 mL da amostra (grânulos) e em sequência acrescentar 200 mL de água, de modo a garantir que a razão biomassa/fluído do ensaio seja semelhante as razões encontradas em reatores em escala real. Utilizando um agitador mecânico com hélice (modelo centrifuga) acoplada, submeter a amostra (grânulos+ água) a uma agitação de 200 RPM por 10 minutos. Após o período de agitação, a amostra de dever ser novamente peneirada em peneira de 212µm, em sequência, uma nova determinação de sólidos totais deve ser realizada com a amostra contendo partículas com diâmetro menor que 212µm (porção que atravessou a peneira).

O coeficiente de estabilidade (S) está relacionado com a estabilidade dos grânulos aeróbios quando submetidos à tensão de cisalhamento, que pode, assim, ser interpretado como um indicador para estabilidade de grânulos aeróbios. Quanto mais baixo for o valor de S, maior é a resistência dos grânulos aeróbios. Esse coeficiente S, todavia, não é uma ferramenta precisa para medir o valor exato de resistência ao cisalhamento, porém é razoável e lógico para demonstrar um indicativo da resistência dos grânulos aeróbios contra tensão de cisalhamento. O coeficiente de estabilidade S foi expresso de acordo com a equação (4).

$$S = \left( \frac{x'}{x} \right) \times 100 \quad (4)$$

Onde:

S = Coeficiente de estabilidade (%).

X = Sólidos totais da amostra de grânulos (g SST. L<sup>-1</sup>).

X' = Sólidos totais do material desprendido (depois do teste) (g SST.L<sup>-1</sup>).

Para auxiliar na interpretação dos resultados do ensaio, Nour-Anuar *et al.* (2012) desenvolveram um guia, facilitando a caracterização da biomassa granular quanto à resistência física, apresentado na Tabela 2.

**Tabela 2: Avaliação dos grânulos quanto a sua resistência (S)**

Indicador	Muito Resistente	Resistente	Não é Resistente
S (%)	$S < 5$	$5 \leq S \leq 20$	$S > 20$
			
			
			

Fonte: Adaptado de Non-Anuar *et al.*(2012).

### *Idade do lodo ( $\theta_c$ )*

A idade do lodo ou tempo de retenção de sólidos no reator RBSG, considerando que não é realizada retirada de lodo do reator, foi calculada de acordo com a equação 5 (LIU & TAY, 2007). Durante o período de operação, não foi realizada a retirada do lodo, sendo o lodo excedente lavado do reator durante a etapa de descarte do efluente tratado.

$$\theta_c = \frac{X_{SSV} \times V_r \times t_c}{X_f \times V_e} \quad (5)$$

Onde:

$\theta_c$  = Idade do lodo (d);

$X_{SSV}$  = Concentração de SSV no reator (g SSV·L<sup>-1</sup>);

$V_R$  = Volume do reator (L);

$X_f$  = Concentração de SSV no esgoto tratado (g SSV·L<sup>-1</sup>);

$V_e$  = volume efluente retirado do reator ao final do ciclo (L);

$t_c$  = Tempo do ciclo (h).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização do Esgoto Sanitário

Na Tabela 3 estão apresentadas as características físico-químicas do efluente bruto e as cargas aplicadas ao sistema, ao longo do período de monitoramento. É importante salientar que durante o período analisado observaram-se variações consideráveis na composição do esgoto bruto. Diversos fatores podem ser apontados para justificar essas variações, entre eles: a flutuação natural do aporte de despejos na rede de esgotos sanitários, a diluição do efluente devido a ligações irregulares de sistemas de drenagem domiciliar à rede de esgoto, além de infiltrações da água de chuva e do lençol freático na tubulação.

O esgoto sanitário utilizado nesta pesquisa é considerado de baixa carga orgânica, de acordo com as faixas de concentração estabelecidas por Metcalf e Eddy (2003).

**Tabela 3: Características do esgoto sanitário e cargas volumétricas aplicadas no sistema.**

Variáveis	Média $\pm$ desvio padrão	n
pH	6,89 $\pm$ 0,40	26
Temperatura ( $^{\circ}$ C)	22,6 $\pm$ 2,1	26
DBO <sub>5,20</sub> (mg·L <sup>-1</sup> )	309 $\pm$ 84	26
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N(mg·L <sup>-1</sup> )	49 $\pm$ 10	26
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P (mg·L <sup>-1</sup> )	3,2 $\pm$ 1,5	24
Sólidos Suspensos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	196 $\pm$ 86	24
Carga Orgânica (kg DQO. m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	1,26 $\pm$ 0,39	24
Carga de Nitrogênio (kg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> . m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,12 $\pm$ 0,02	24

n: número de amostras

### 5.2 Caracterização da Biomassa

#### *Granulometria*

O *start up* do reator ocorreu de forma natural, sem a necessidade de inoculação, sendo que aos 16 dias de operação o reator já apresentava fração de grânulos igual a 84 % e diâmetro médio das partículas igual a 665  $\mu$ m, como pode ser observado na Figura 11. Segundo Liu *et al.* (2010), os grânulos são considerados dominantes no reator quando pelo

menos 50 % do volume de lodo apresentar partículas com diâmetros superiores a 200  $\mu\text{m}$ . Portanto, aos 16 dias, os grânulos já eram dominantes no sistema em relação aos flocos, permitindo caracterizar o sistema como um reator de bateladas sequenciais de biomassa granular. Aos 57 dias de operação, o diâmetro médio das partículas caiu para 297  $\mu\text{m}$ , mantendo-se entre 200 e 300  $\mu\text{m}$  até o final da estratégia I. A fração de grânulos durante esse período apresentou pequena variação, mantendo-se em torno de 60%. Ao longo da estratégia I, observaram-se grandes variações no tamanho das partículas, estas oscilações podem ser atribuídas a não estabilidade da biomassa, uma vez que, segundo Wang *et al.* (2005), o processo de granulação é gradual e segue três estágios consecutivos: aclimação do lodo, agregação do lodo e maturação dos grânulos.

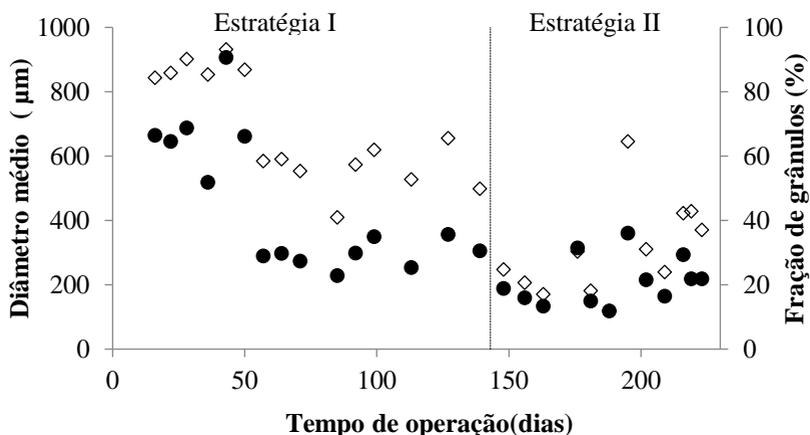
Os resultados obtidos na Estratégia I são similares aos observados por ak (2015), que também estudaram o processo de granulação aeróbia em RBS, em escala piloto, alimentado com esgoto sanitário e inoculado com lodo flocular de estação de lodos ativados. Segundo os autores, após 84 dias a biomassa passou a ser constituída predominantemente por grânulos, com percentagem de grânulos mantendo-se estável, próxima de 60%, até o final do estudo.

Nas figuras 11 e 12 é possível observar, na transição entre as estratégias I e II, variações consideráveis no tamanho das partículas e na fração de grânulos presente no reator. O diâmetro médio das partículas apresentou pequena variação, oscilando entre 150 e 300  $\mu\text{m}$ , seguindo a tendência observada no final da estratégia I, no entanto, a percentagem de partículas com diâmetro superior a 200  $\mu\text{m}$  caiu consideravelmente, mantendo-se entre 30 e 40% na E2. A Figura 12 apresenta a distribuição do tamanho das partículas ao longo do período monitorado. Nesta é possível observar que os diâmetros das partículas (percentis 90 e 50) diminuíram consideravelmente ao longo das primeiras três semanas de operação da estratégia II, apresentando pequena variação entre o 20º e 38º dia (dias 163 e 181, respectivamente), e voltaram a crescer gradualmente a partir do 45º dia (dia 188) de operação da Estratégia II. Problemas relacionados ao acesso ao equipamento de medição impossibilitam a realização da análise de granulometria a partir do 80º dia (dia 223) da segunda estratégia operacional, interrompendo o monitoramento desse parâmetro.

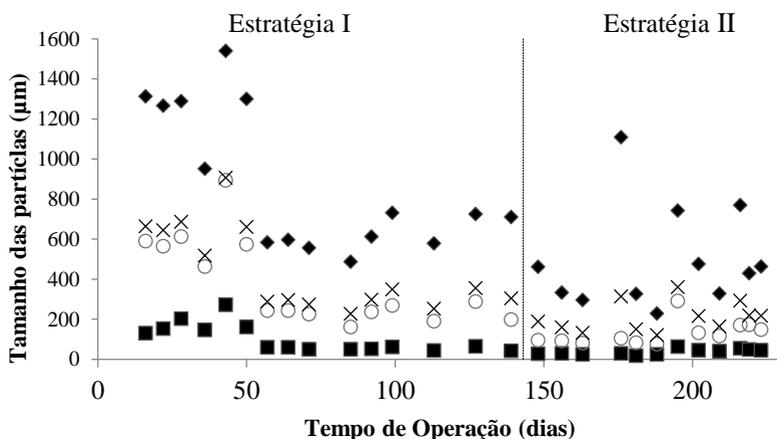
Segundo De Kreuk *et al.* (2005), embora a biomassa seja considerada predominantemente granular quando o diâmetro de pelo menos 50% das partículas for superior a 200  $\mu\text{m}$ , o processo de granulação só é considerado concluído quando a quantidade de grânulos

for superior a 80%. Esse critério foi alcançado durante as primeiras semanas de operação, no entanto, após o dia 57, esse parâmetro não foi mais atendido.

**Figura 11: Diâmetro médio da biomassa (●), fração de grânulos (◇) ao longo das duas estratégias operacionais.**



**Figura 12: Distribuição do tamanho das partículas: percentil 10 (■), d (0,1); percentil 50 (○), d (0,5); percentil 90 (◆), d (0,9); e diâmetro médio (×), ao longo do período de monitoramento.**



Destaca-se, no entanto, que a formação de grânulos em condições de baixa carga orgânica é relativamente lenta, como pode ser observado nos estudos desenvolvidos por Ni *et al.* (2009) e Liu *et al.* (2010).

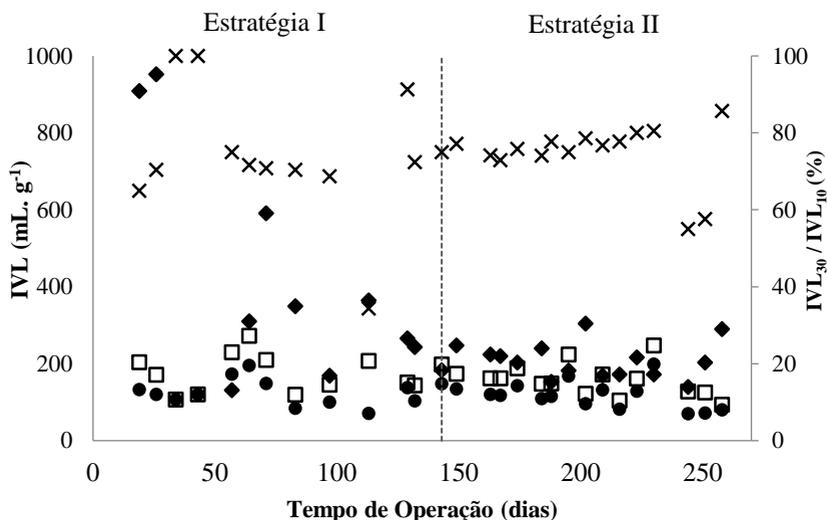
Ni *et al.* (2009) estudaram o processo de granulação em um RBS, em escala piloto, utilizado no tratamento de esgoto de baixa concentração ( $DQO < 200 \text{ mg L}^{-1}$ ). Seus dados mostram que cerca de 150 dias foram necessários para que a biomassa pudesse ser considerada predominantemente granular, tendo alcançado a granulação total aos 300 dias de operação. Estudos realizados por Liu *et al.* (2010) reportaram um tempo maior ainda para transformação dos flocos de lodo ativado em grânulos aeróbios, onde cerca de 400 dias foram necessários para que os grânulos se tornassem dominantes no sistema, com diâmetro médio dos grânulos igual a 0,35 mm.

#### *Variação do Índice Volumétrico de Lodo (IVL)*

A sedimentabilidade da biomassa granular pode ser avaliada com o auxílio do IVL, em diferentes períodos de tempo, conforme foi proposto por Schwarzenbeck *et al.* (2004). Como pode ser observado na Figura 13, houve uma grande variabilidade entre os valores de  $IVL_5$ ,  $IVL_{10}$  e  $IVL_{30}$  durante a primeira estratégia de operação do reator. Variações consideráveis são observadas até o dia 57, essas podem ser atribuídas à lavagem da biomassa e à falta de estabilidade desta.

Após o dia 57, observa-se uma menor variabilidade e uma maior proximidade entre esses valores, com relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  oscilando entre 70 e 75% até o fim da estratégia. Já no segundo período de monitoramento, os valores de IVL apresentaram pequenas variações, com relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  em torno de 80% ao longo de toda a estratégia. De acordo com De Kreuk *et al.* (2005), a relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  é considerada como um excelente indicador para avaliação da formação dos grânulos. Liu e Tay (2007) consideram que o processo de granulação está completo quando a relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  está em torno de 90%, esse requisito foi alcançado entre os dias 34 e 43, quando a relação  $IVL_{30}/IVL_{10}$  atingiu 100%, porém essa condição não se manteve. Desta forma, verifica-se que após a estabilização do reator essa condição não foi mais atendida. No entanto, os baixos valores de  $IVL_{10}$  e de  $IVL_{30}$  observados permitem caracterizar a biomassa do reator como tendo boa sedimentabilidade, sendo inclusive considerada de ótima sedimentação ( $IVL_{30} < 100 \text{ mL/g}$ ), nas últimas semanas de operação, de acordo com Metcalf e Eddy (2003).

**Figura 13: Evolução do IVL em diferentes tempos de tempos de sedimentação: (♦) IVL<sub>5</sub>, (□) IVL<sub>10</sub>, (●) IVL<sub>30</sub> e da relação (×) IVL<sub>30</sub>/IVL<sub>10</sub> ao longo das duas estratégias operacionais.**



Destaca-se ainda, que embora o diâmetro médio das partículas e a porcentagem de grânulos no reator tenham diminuído na segunda estratégia, o IVL<sub>5</sub>, o IVL<sub>10</sub> e o IVL<sub>30</sub> passaram a ter valores cada vez mais próximos entre si, ou seja, a biomassa passou a apresentar melhor sedimentabilidade na estratégia II. De acordo com Dahalan *et al.* (2015), geralmente, grânulos de tamanho maior estão mais propensos à desintegração, enquanto que grânulos de menor tamanho tendem a ter baixa sedimentação. Por essas razões, a magnitude significativa da granulação aeróbia não deve ser restrita apenas ao aumento do tamanho dos grânulos. Desta forma, a indicação de um processo de granulação bem sucedido deve, preferencialmente, ser realizada com base na compactidade e na capacidade de sedimentação dos grânulos.

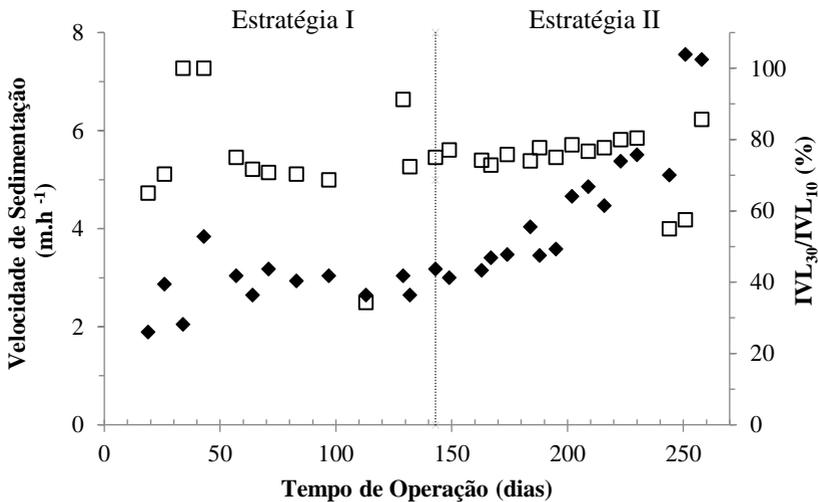
#### *Velocidade de sedimentação da biomassa*

Verifica-se a partir da Figura 14 que a velocidade de sedimentação da biomassa aumentou ao longo do período de

monitoramento do reator, indicando uma melhoria gradual da sedimentabilidade ao longo do estudo. Os valores de velocidade de sedimentação da biomassa verificados na primeira estratégia são semelhantes aos típicos valores observados em sistemas de lodos ativados,  $3\text{--}5\text{ m.h}^{-1}$  (GIOKAS *et al.*, 2003). Na segunda estratégia, esses valores aumentaram, ficando próximos a  $8\text{ m.h}^{-1}$  nas últimas semanas de monitoramento. Os baixos valores de velocidade observados vão de encontro ao que foi reportado por Wagner e Costa (2015). Esses autores relatam que grânulos aeróbios utilizados para o tratamento de esgoto doméstico, em geral, apresentam baixas velocidades de sedimentação.

Valores semelhantes aos observados nesse estudo foram relatos por Kong *et al.* (2009) em reatores RBS com relação H/D variando de 4 para 24, e carga orgânica constante de  $3\text{ kg DQO. m}^{-3}\text{.d}^{-1}$ . Em seu estudo, os autores verificaram a formação de grânulos em todos os reatores, com velocidades de sedimentação da biomassa variando de 2 a  $12\text{ m. h}^{-1}$ .

**Figura 14: Comportamento da ( $\blacklozenge$ ) velocidade de sedimentação da biomassa e da relação ( $\square$ )  $IVL_{30}/IVL_{10}$  do reator ao longo do período de monitoramento.**



#### Densidade e resistência da biomassa granular

Os ensaios de densidade e resistência da biomassa granular foram realizados, uma única vez, no final de cada estratégia. Ao final da

estratégia I, os grânulos apresentavam densidade de 20 g SSV.L<sup>-1</sup> e coeficiente de estabilidade (S) igual a 25,8 %. Destaca-se que, no fim do segundo período de monitoramento, a densidade da biomassa granular praticamente duplicou, atingindo 35 g SSV.L<sup>-1</sup>. Esse resultado está de acordo com as melhorias da sedimentabilidade do lodo observadas na segunda estratégia.

Já em relação à resistência dos grânulos, não foram verificadas melhorias significativas, uma vez que o coeficiente S apresentou singela redução, 24,8% na EII. De acordo com guia desenvolvido por Nour-Anuar *et al.* (2012), apresentado na tabela 2 (item 4.3.2), os grânulos formados durante a operação do reator são considerados não resistentes ( $S > 20\%$ ).

Jungles (2011) estudou o desempenho de um reator RBS com grânulos aeróbios para o tratamento de esgoto doméstico. Sendo que, durante todo o período de estudo, acetato de sódio foi adicionado ao esgoto, de modo a garantir uma concentração de DQOs próxima de 600 mg.L<sup>-1</sup>. A autora relatou valores de densidade consideravelmente baixos, oscilando entre 1,24 a 2,87 g SSV L<sup>-1</sup>. Já Arrojo *et al.* (2004) estudaram o processo de granulação aeróbia em dois RBS, em escala laboratorial, para o tratamento de efluente industrial, onde um dos reatores foi submetido a uma fase anóxica (10-30 min) logo após a fase de enchimento. Os valores de densidade para ambos os reatores variaram em torno de 10-15 g SSV L<sup>-1</sup>.

Observa-se que o aumento da duração da fase anóxica resultou em uma melhoria nas características do lodo granular aeróbio. Segundo Zhang *et al.* (2015), a introdução de uma fase anóxica, antecedendo a fase aeróbia, estimula o desenvolvimento de organismos acumuladores de fósforos (OAP), sendo estes fundamentais para a estabilidade dos grânulos. De acordo com os autores, as bactérias aeróbias com alta taxa de crescimento, em geral, resultam na formação de grânulos instáveis, ao contrário do observado em grânulos formados por bactérias com baixas taxas de crescimento, tais como bactérias nitrificantes e OAP. Além disso, de acordo com De Kreuk e Bruin (2004), a fase anóxica atua como uma pressão seletiva no sistema, evitando a proliferação de bactérias heterotróficas e bactérias filamentosas.

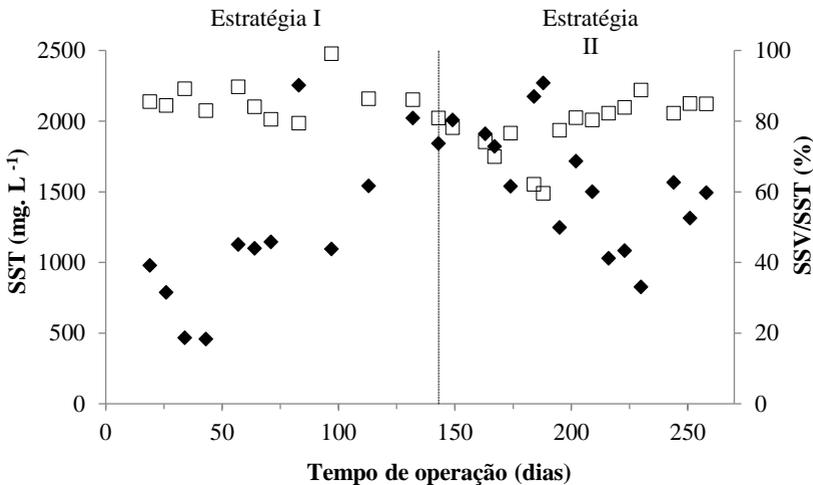
#### *Concentração de sólidos no reator e relação A/M*

A Figura 15 apresenta as concentrações de SST no licor misto e a relação SSV/SST ao longo do período de monitoramento do reator. Essa relação indica o percentual aproximado de biomassa presente no reator.

Em síntese, a concentração SST variou consideravelmente durante as duas estratégias, enquanto que a relação SSV/SST manteve-se relativamente estável, em torno de 80%.

No primeiro dia de monitoramento, 16 dias após a partida do sistema, o reator apresentava concentração de SST de aproximadamente 1000 mg.L<sup>-1</sup> e relação SSV/SST de cerca de 85%. A partir desse dia, a concentração diminuiu gradativamente até o dia 43, quando atingiu 450 mg.L<sup>-1</sup>. Simultaneamente a essa redução da concentração de sólidos no reator, observa-se um aumento da porcentagem de grânulos no sistema (Figura 11), indicando que as partículas de pior sedimentabilidade foram lavadas do reator durante esse período. A concentração de SST voltou a crescer a partir do dia 57, permanecendo entre 1000 mg.L<sup>-1</sup> e 2000 mg.L<sup>-1</sup> até o fim da primeira estratégia, com um pico no dia 83, onde atingiu aproximadamente 2300 mg.L<sup>-1</sup>.

**Figura 15: Variação da concentração de SST (♦) e da relação SSV/SST (□) no reator.**



A concentração de sólidos durante a segunda estratégia também variou consideravelmente, mantendo-se em torno de 1500 mg.L<sup>-1</sup>, alcançando seu maior valor no dia 188 e menor valor no dia 220, que foram de 2270 e 830 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. Essa nova redução da concentração de SST observada na EII está relacionada a

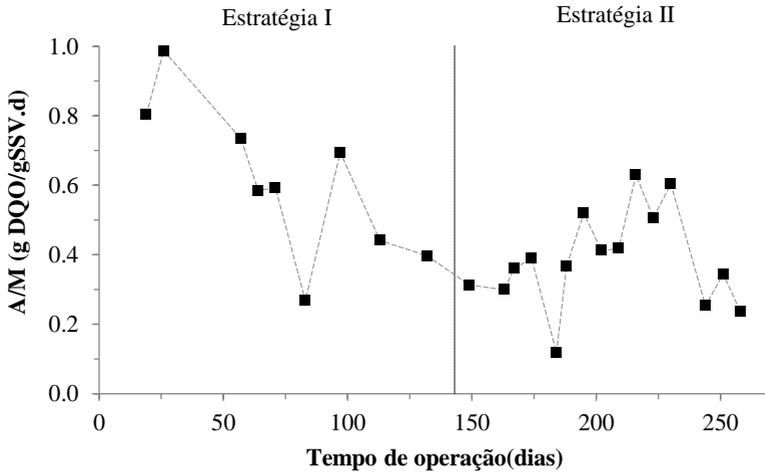
diminuição gradual do tempo de sedimentação a qual o reator foi submetido durante essa estratégia e consequente lavagem da biomassa.

A lavagem da biomassa, e consequente redução da concentração de SST é frequentemente relatada, durante o período de granulação, em pesquisas envolvendo RBSGs. Daudt (2015) relatou que durante o processo de granulação a concentração de SST no reator reduziu de 2000 para 561 mg.L<sup>-1</sup>, devido à lavagem das partículas de pior sedimentabilidade. Rosman *et al.* (2013) também relataram diminuições significativas na concentração de sólidos no reator e ao longo da formação dos grânulos, com redução da concentração de SST de 5.300 para 2.200 mg.L<sup>-1</sup>.

Um comportamento semelhante também foi verificado por Jungles *et al.* (2014). Os autores relataram que o lodo foi inicialmente lavado do reator, tendo posteriormente sua concentração aumentada de 940 mgSSV.L<sup>-1</sup>(8º dia de operação) para 3.920 mgSSV.L<sup>-1</sup>(91º dia de operação). Após o dia 91, a concentração de sólidos diminuiu para 1.500 mgSSV.L<sup>-1</sup>(120º dia), mantendo-se estável após esse período.

A razão entre a quantidade de matéria orgânica disponível e a quantidade de microrganismos no lodo (A/M) é apresentada na Figura 16. Observa-se que essa relação variou significativamente ao longo período de estudo, com valores de  $0,61 \pm 0,22$  e  $0,38 \pm 0,14$  g DQO. gSSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, nas estratégias I e II, respectivamente. A grande variação deste parâmetro se deu devido a flutuações da DQO do esgoto bruto e, também, devido às oscilações da concentração de SSV no reator. Segundo Lobos *et al.* (2008), a relação A/M é um importante fator durante o processo de granulação, influenciando na duração do período de formação dos grânulos.

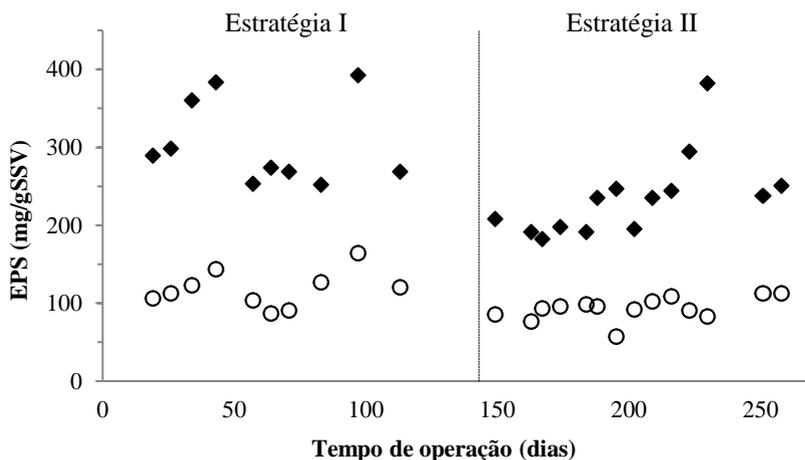
Para Li *et al.* (2011), a alta relação A/M reduz o tempo de formação de grânulos, estes com maiores diâmetros, enquanto que a baixa relação A/M induz a formação de grânulos com menores diâmetros, necessitando de um maior tempo para a granulação. Ainda de acordo com Peyong *et al.* (2012), relações A/M muito baixas podem tornar os grânulos instáveis, uma vez que os organismos presentes no interior do grânulo enfrentarão escassez de alimento devido à baixa difusão de DQO. Segundo Deng *et al.* (2016), a sobrevivência dos microrganismos é ameaçada sob baixas razões A/M, os autores observaram que essa relação deve ser mantida acima de 0,5 gDQO. gSSV<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> para garantir o crescimento de microrganismos e a formação de grânulos uniformes.

**Figura 16: Variação da relação A/M ao longo do período de operação**

### *Substâncias polimérica extracelulares*

A variação da concentração de EPS total, em termos de polissacarídeos e proteínas, é apresentada na Figura 17. Observa-se que a concentração de polissacarídeos (PS) se manteve relativamente constante ao longo de todo o período de monitoramento, com concentração média igual a  $110 \pm 42$  mgPS.gSSV<sup>-1</sup>, já a concentração de proteínas variou consideravelmente ao longo das duas estratégias. Durante a segunda estratégia observa-se um aumento gradativo da concentração de PN na biomassa. Segundo Deng *et al.* (2016), O aumento da concentração de EPS, especialmente do teor de PN, facilita a formação de grânulos significativamente.

**Figura 17: Variação do EPS: Proteínas (♦) e Polissacarídeos (○), ao longo da operação do reator.**

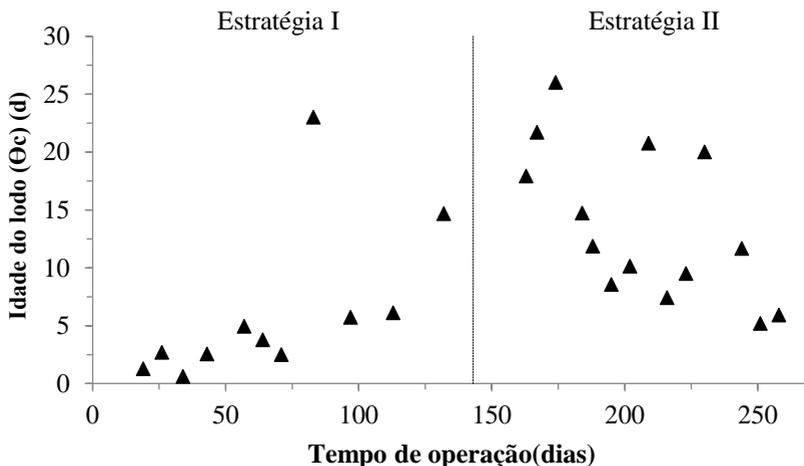


#### *Idade do lodo ( $\theta_c$ )*

No presente trabalho, não foi realizado o controle da idade do lodo, desta forma a retirada do lodo excedente aconteceu de outras duas formas: naturalmente, sendo a biomassa excedente lavada do reator durante o descarte do efluente tratado ou remoção de uma pequena parcela de biomassa que ficava retida na parte superior do reator. A variação deste parâmetro pode ser observada através da Figura 18. Na primeira estratégia, a idade do lodo manteve-se relativamente estável com valor médio de  $6 \pm 7$  dias, com menor valor no dia 34 e maior valor no dia 83, 0,62 e 23 d, respectivamente. Já na segunda estratégia, esse parâmetro variou de forma bem mais acentuada, com valor médio de  $14 \pm 7$  dias, com pico no dia 174 e menor valor no dia 251, que foram de 26 e 5,2 d, respectivamente.

Observa-se que os menores valores de idade do lodo coincidem com o período onde houve grande perda de sólidos no reator devido à lavagem das partículas com má sedimentabilidade. Após esse período, verifica-se uma tendência de maior retenção da biomassa no reator, com tempos de retenção de sólidos variando de 5 a 20 dias.

**Figura 18: Idade do lodo ao longo do período de monitoramento do reator.**



Akaboci (2013) verificou, após o período de formação dos grânulos, valores de idade do lodo entre 10 e 20 dias, para concentrações de sólidos acima de  $1500 \text{ mg.L}^{-1}$ . Valores semelhantes foram observados neste trabalho, quando a concentração de SST esteve próxima de  $1500 \text{ mg.L}^{-1}$ .

A variação da idade do lodo pode, também, ter sido influenciada pelas oscilações da carga orgânica ao longo do período de estudo. Uma correlação entre a idade do lodo e a carga orgânica aplicada foi verificada por Chen *et al.* (2008). Os autores avaliaram a influência do aumento da carga orgânica de 6 para  $12 \text{ kg DQO.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$  em um RBS, e verificaram que a idade do lodo aumentou de 3,65 para 13,29 d, resultando em uma maior concentração de biomassa dentro do reator.

De acordo com Li *et al.* (2008), a idade de lodo não possui relação direta com o processo de granulação. Esses autores avaliaram o papel da idade do lodo no mecanismo de formação de grânulos aeróbios, utilizando para isso 5 reatores RBSG com idades de lodo distintas (3,6, 9, 12 e 40 dias). Ao fim do estudo foi verificado que o processo de granulação não foi influenciado pela idade do lodo, sendo que, para os tempos estudados, os bioflocos foram dominantes na biomassa dos reatores.

### 5.3 Desempenho do reator na remoção de matéria orgânica e nutrientes

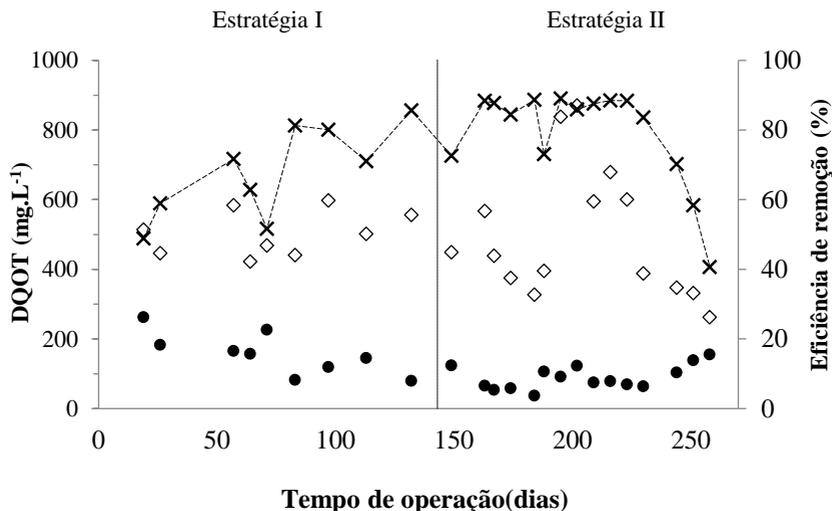
#### *Monitoramento das variáveis DQO e DBO<sub>5,20</sub>*

O monitoramento da dinâmica da matéria orgânica no reator foi realizado por meio dos parâmetros DQO total (DQO<sub>T</sub>), DQO solúvel (DQO<sub>S</sub>) e DBO referente a 5 dias a 20°C (DBO<sub>5,20</sub>).

As variações da concentração de DQO<sub>T</sub> no sistema são apresentadas na Figura 19. Como pode ser observado, a concentração de matéria orgânica do esgoto bruto, apresentou pequena variação durante a primeira estratégia, oscilando entre 400 e 600 mg.L<sup>-1</sup>. Enquanto que na estratégia II, variações mais expressivas foram verificadas, com DQO<sub>T</sub> afluente oscilando entre 261 e 870 mg.L<sup>-1</sup>. Essas variações são esperadas quando se trabalha com esgoto sanitário em condições reais. Em síntese, o reator apresentou remoção média de DQO<sub>T</sub> de 69 ± 13% e concentração média no efluente de aproximadamente 150 mg.L<sup>-1</sup> na estratégia I. Já para a estratégia II, a eficiência de remoção média foi de 79 ± 14% e concentração de DQO<sub>T</sub> na saída do sistema em torno de 90 mg.L<sup>-1</sup>.

Durante os primeiros 80 dias de operação, o reator apresentou baixa eficiência de remoção, com valores variando entre 50 e 60%. Esse baixo desempenho pode ser atribuído a não estabilidade do reator, devido à necessidade de aclimatação do lodo, e também devido às baixas concentrações de sólidos observadas no reator durante esse período. Após o dia 80, o desempenho do reator aumentou consideravelmente, com eficiências de remoção oscilando em torno de 80% até o fim da estratégia I. Na segunda estratégia, observa-se uma melhoria nas eficiências de remoção de DQO<sub>T</sub>, essas se mantiveram em torno de 85%, chegando a alcançar picos de 89% no dia 195. Após o dia 230, observa-se uma redução significativa do desempenho de remoção do reator, essa pode ser atribuída à redução da carga orgânica aplicada ao reator e diminuição da idade do lodo.

**Figura 19: Variação das concentrações de DQO total: entrada ( $\diamond$ ) e saída ( $\bullet$ ), e respectivas eficiências de remoção ( $\times$ ).**



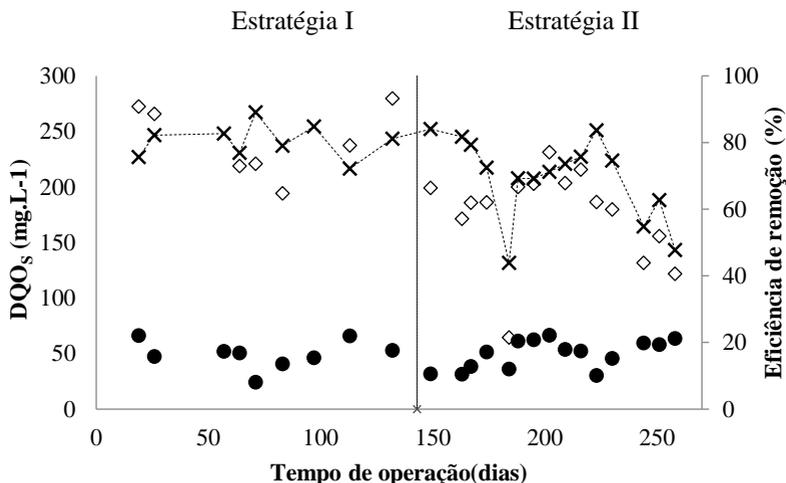
Na Figura 20 está apresentado o comportamento da DQO<sub>S</sub> ao longo do período de estudo. Na primeira estratégia, o reator apresentou concentrações médias, para o parâmetro, no afluente e efluente ao reator de  $255 \pm 38$  e  $50 \pm 13$  mg·L<sup>-1</sup>, respectivamente. A eficiência média de remoção nesta estratégia mostrou-se superior a observada na fração total de DQO, situando-se em 80%. Já na estratégia II, observaram-se concentrações médias no afluente e efluente ao reator de  $176 \pm 42$  e  $49 \pm 13$  mg·L<sup>-1</sup>, respectivamente. Nesta estratégia, verificou-se uma maior oscilação do desempenho de remoção do reator, com eficiências de remoção inferiores as obtidas na fração total de DQO, situando-se em 70%.

Wagner e Costa (2015) estudaram a formação de grânulos aeróbios em um RBSG, em escala piloto, alimentado com esgoto sanitário, sendo que as cargas orgânicas aplicadas se mantiveram abaixo de  $2$  kg DQO·m<sup>-3</sup>·dia<sup>-1</sup>. Esse sistema apresentou eficiência média de remoção de DQO em torno de 82%, valor aproximado ao observados neste estudo no final da estratégia II.

Diferentemente do comportamento observado para a DQO<sub>T</sub>, a DQO<sub>S</sub> parece não ter sido afetada pela variação da concentração de sólidos no reator, sendo sua variação influenciada pela oscilação da

carga orgânica ao longo do período experimental. Um estudo desenvolvido por Akaboci (2013) indicou que a diminuição da concentração da biomassa também não afetou a eficiência de remoção de  $DQO_s$ , mesmo após a desintegração dos grânulos, devido a uma variação abrupta da aeração.

**Figura 20: Variação das concentrações de  $DQO_s$ : entrada ( $\diamond$ ) e saída ( $\bullet$ ), e respectivas eficiências de remoção ( $\times$ ).**



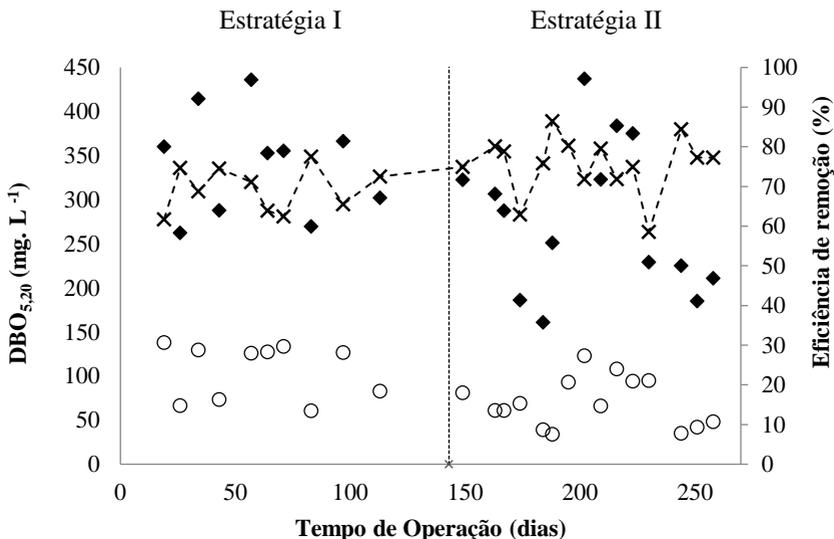
As variações da concentração de  $DBO_{5,20}$  no esgoto bruto e no esgoto tratado durante o período experimental, assim como suas eficiências de remoção, são apresentadas na Figura 21.

A concentração de  $DBO_{5,20}$  do esgoto bruto, apresentou pequena variação durante a primeira estratégia, oscilando entre 250 e 400  $mg.L^{-1}$ . Enquanto que na estratégia II, variações mais expressivas foram verificadas, seguindo a tendência observada para o parâmetro  $DQO_T$ . Em síntese, o reator apresentou remoção média de  $DBO_{5,20}$  de  $69 \pm 6\%$  e concentração média no efluente de  $106 \pm 31 mg.L^{-1}$ , na estratégia I. Na segunda estratégia, observou-se uma melhora no desempenho do reator, com eficiência de remoção média de  $76 \pm 7\%$  e concentração média de  $DBO_{5,20}$  na saída do sistema de  $70 \pm 28 mg.L^{-1}$ .

O Código Estadual de Meio Ambiente de Santa Catarina, instituído pela Lei nº 14.675 de 2009, estabelece que para o efluente ser lançado no corpo receptor, a variável  $DBO_{5,20}$  deve apresentar uma concentração máxima de 60  $mg.L^{-1}$ . Ressaltando que este limite pode

ser ultrapassado caso a eficiência de remoção do sistema de tratamento seja de no mínimo 80%, e o lançamento desse não altere as características do corpo receptor. De acordo com esse critério, observa-se que as concentrações obtidas no efluente, durante a estratégia I, em nenhum momento atenderam o disposto na legislação estadual de Santa Catarina. Enquanto que na estratégia II esse critério foi atendido durante a maior parte do tempo.

**Figura 21: Variação das concentrações de DBO<sub>5,20</sub>: entrada (♦) e saída (○), e respectivas eficiências de remoção (×).**



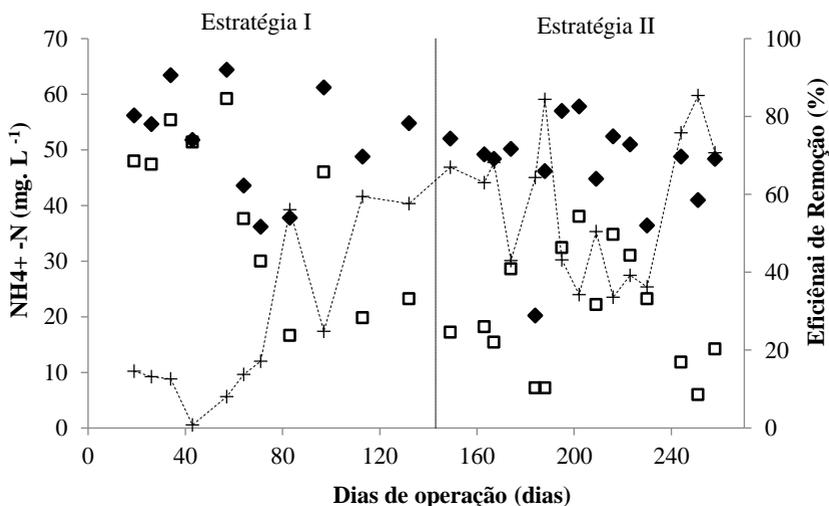
No entanto, tendo como base a Resolução nº 430 de 2011, do CONAMA, que é menos restritiva, e que limita o lançamento de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgoto sanitário a uma concentração máxima de DBO<sub>5,20</sub> de 120 mg.L<sup>-1</sup>, ou exige que o sistema obtenha no mínimo 60% de eficiência, verifica-se que o efluente tratado no RBSG atendeu os limites recomendados durante todo o período de monitoramento.

#### *Monitoramento da matéria nitrogenada*

A concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto bruto também variou consideravelmente durante o período de monitoramento, como pode ser observado na Figura 22. Assim como a variação da

concentração da DQO, a variação deste parâmetro também é tipicamente observada em esgotos sanitários em condições reais. Desta forma, o reator foi submetido a diferentes cargas nitrogenadas ao longo do tempo, apresentando carga nitrogenada média de  $0,12 \pm 0,02 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ . As remoções médias de nitrogênio amoniacal para as estratégias operacionais I e II foram de  $25 \pm 22 \%$  e  $57 \pm 18\%$ , respectivamente.

**Figura 22: Variação das concentrações de  $\text{NH}_4^+$  afluente ( $\blacklozenge$ ) e efluente ( $\square$ ) ao reator, e respectivas eficiências de remoção (+)**



Verifica-se que ao longo dos primeiros 80 dias de operação, o desempenho do sistema para remoção de  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  foi consideravelmente baixo, com eficiência de remoção média de  $11 \pm 5\%$ , após esse período a eficiência do reator aumentou significativamente, com remoção média de  $49 \pm 16\%$ . Esses baixos valores de eficiência durante os primeiros meses de operação do reator já eram esperados, uma vez que de acordo com Metcalf & Eddy (2003), o crescimento de bactérias nitrificantes é lento quando comparado ao desenvolvimento dos microrganismos heterotróficos, responsáveis pela estabilização da matéria carbonácea.

Durante a primeira estratégia de operação, a concentração de  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  do afluente ao reator oscilou entre 40 e 60  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , com concentrações média no efluente de  $39 \pm 15 \text{ mg NH}_4^+-\text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ . Na estratégia II, as concentrações de nitrogênio amoniacal no afluente

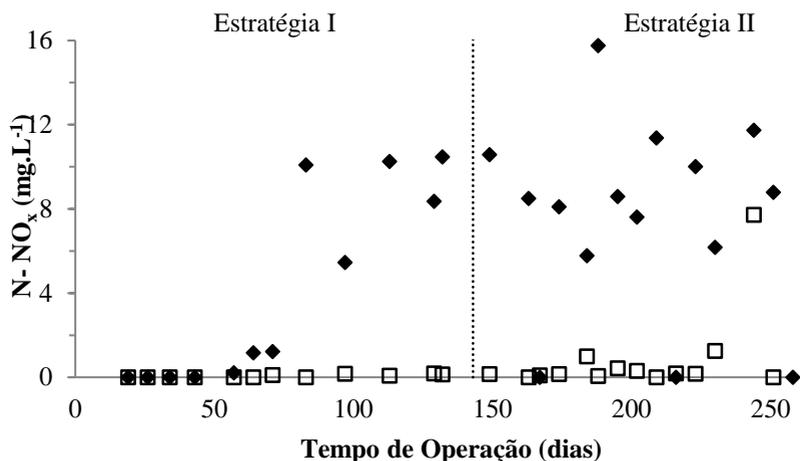
apresentaram valores semelhantes aos observados na estratégia I. No entanto, uma melhoria nas eficiências de remoção pode ser observada na segunda fase do experimento, com concentração média deste parâmetro de  $20 \pm 11 \text{ mg.L}^{-1}$  no efluente tratado. Destaca-se que, em alguns momentos da segunda estratégia, foram alcançadas eficiências de remoção superiores a 80%.

A Resolução CONAMA n° 430/2011, estabelece que a concentração máxima permitida de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , para lançamento de efluentes em corpos receptores, deve ser mantida abaixo de  $20 \text{ mg.L}^{-1}$ . Verifica-se, portanto, que essa condição foi atendida temporariamente no final da primeira estratégia, após a estabilização da biomassa. Já na estratégia II, esse critério foi atendido durante a maior parte do tempo.

As variações das concentrações de nitrito e de nitrato no efluente tratado do reator podem ser analisadas na Figura 23. Durante os primeiros 80 dias de operação, o reator apresentou baixas concentrações de nitrito e de nitrato, ou mesmo não apresentou a presença destes compostos. Após esse período, quando remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  aumentou, maiores concentrações de nitrito passaram a ser observadas. Segundo Figueroa *et al.* (2008), acumulação de nitrito é frequentemente observada em reatores RBSG.

Para Li e Wu (2014), essa baixa formação de  $\text{NO}_x\text{-N}$  pode ser explicada pelo fato de que os microrganismos nitrificantes (autotróficos) crescem lentamente. Segundo os autores, um longo tempo de retenção de sólidos é necessário para manter certa quantidade de nitrificantes, e assim assegurar a eficiência do processo de nitrificação. Isso vai ao encontro do que foi relato por Szabó *et al.* (2016). De acordo com os autores, as baixas eficiências de remoção de nutrientes relatadas durante a partida do reator, são consequência da lavagem da biomassa durante esse período. Segundo estes, a redução do tempo de retenção de sólidos no reator é desvantajosa para os microrganismos nitrificantes, devido às baixas taxas de crescimento apresentadas por estes.

**Figura 23: Variação das concentrações de nitrito (♦) e nitrato (□) no efluente do reator.**



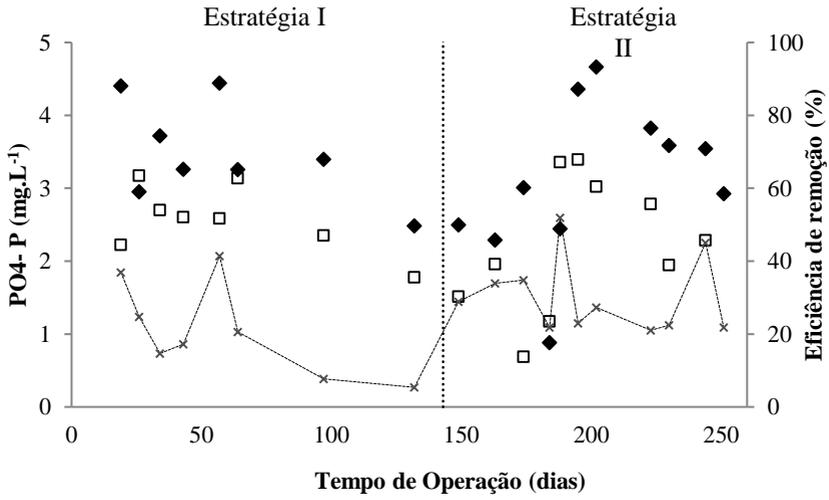
#### *Monitoramento da variável $PO_4^{3-}-P$*

A variação das concentrações de ortofosfato expresso na forma de fósforo ( $PO_4^{3-}-P$ ) durante o período de monitoramento do reator são apresentadas na Figura 24. As remoções médias para as estratégias operacionais I e II foram de  $21 \pm 13$  % e  $29 \pm 11$  %, respectivamente. Observa-se que o desempenho de remoção de  $PO_4^{3-}-P$  do reator durante a segunda estratégia mostrou-se mais constante em relação a estratégia I, estratégia na qual o RBSG apresentou-se mais estável e com maior concentração de sólidos suspensos. Na estratégia II as eficiências de remoção variaram entre 20 e 40%, com maior desempenho observado no dia 188 onde o reator alcançou eficiência de 52%.

A maior estabilidade observada na segunda etapa de monitoramento pode ser atribuída a um possível desenvolvimento de PAO, uma vez que estas tem uma maior capacidade de retenção de fósforo, além de contribuir significativamente na formação dos grânulos (ZHANG *et al.*, 2015).

Wagner (2013) estudou a formação de grânulos aeróbios em um RBS para o tratamento de esgoto doméstico, a autora relatou, para ciclos 4 horas, eficiência média de remoção  $30 \pm 10$  %, valor semelhante ao observado nesse estudo.

**Figura 24:** Variação das concentrações de  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$  afluente ( $\blacklozenge$ ) e efluente ( $\square$ ) ao reator, e respectivas eficiências de remoção ( $\times$ )



## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos resultados obtidos no presente trabalho, para as condições operacionais testadas, conclui-se que:

- ✓ É possível formar grânulos aeróbios de forma natural, sem inoculação com lodo biológico. Aos 16 dias de operação, a biomassa do reator já era predominantemente granular, com diâmetro médio das partículas de 660  $\mu\text{m}$ . Entretanto, os grânulos formados mostraram-se relativamente instáveis, indicando que um maior tempo para a completa maturação e estabilidade do processo se faz necessário.
- ✓ A Estratégia I apresentou grande variabilidade nos resultados, as quais podem ser atribuídas à necessidade de formação de uma biomassa inicial, uma vez que não foi realizada a inoculação do reator, e ao período de aclimatação da biomassa, normalmente relatado em outros estudos.
- ✓ O aumento no tempo da fase anóxica na estratégia II resultou em uma melhoria nas características da biomassa granular, como aumento da densidade dos grânulos de 20 para 35  $\text{gSSV.L}^{-1}$  e melhor sedimentabilidade, com valores de IVL 5, 10 e 30 mais próximos e razão  $\text{IVL}_{30}/\text{IVL}_{10}$  se mantendo em torno de 80 %.
- ✓ O RBSG apresentou eficiências de remoção de  $\text{DQO}_T$  de  $69\pm 13\%$  e de  $79\pm 14\%$ , nas estratégias I e II, respectivamente. Para  $\text{aDBO}_{5,20}$ , o reator apresentou remoção média de  $69 \pm 6\%$  e concentração média no efluente de  $106\pm 31 \text{ mg.L}^{-1}$ , na estratégia I. Na segunda estratégia, observou-se uma melhora no desempenho do reator, com eficiência de remoção média de  $76\pm 7\%$  e concentração média de  $\text{DBO}_{5,20}$  na saída do sistema de  $70\pm 28 \text{ mg.L}^{-1}$ .
- ✓ As remoções médias de nitrogênio amoniacal foram de  $25\pm 22\%$  e  $57\pm 18\%$ , com concentrações efluentes de  $39\pm 15$  e  $20\pm 11 \text{ mg NH}_4^+-\text{N.L}^{-1}$ , nas estratégias I e II, respectivamente. O baixo desempenho de remoção na primeira estratégia pode estar relacionado às baixas velocidades de crescimento dos organismos autotróficos em relação aos heterotróficos. Além disso, destaca-se o acúmulo de nitrito no reator ao longo do período de operação.

- ✓ O reator apresentou baixas eficiências de remoção de ortofosfato,  $21 \pm 13$  e  $29 \pm 11$  % para estratégias I e II, respectivamente. Observa-se que, neste caso, o aumento na fase anóxica teve uma pequena influência sobre parâmetro.

## 7 RECOMENDAÇÕES

Em vista dos resultados obtidos, sugere-se para futuros estudos:

- ✓ Reproduzir novamente o experimento, com *start up* do reator sem inoculação com lodo biológico, realizando o monitoramento desde o primeiro dia, visto que a granulação aeróbia natural é algo novo e este estudo não avaliou o processo inicial de formação de grânulos.
- ✓ Aumentar a pressão seletiva do reator, diminuindo o tempo de sedimentação para valores menores do que 15 minutos, de modo a lavar a biomassa de pior sedimentabilidade.
- ✓ Testar tempo maior de fase anóxica, de modo a favorecer o desenvolvimento de organismos acumuladores de fósforo (OAP).



## 8 REFERÊNCIAS

ADAV, S. S., LEE, D. J., SHOW, K. Y. Aerobic granular sludge: Recent advances. **Biotechnology Advances**, 26(5): 411-423, 2008.

AKABOCI, T.R.V. **Tratamento de esgoto sanitário em reator em bateladas sequenciais com grânulos aeróbios: desempenho do processo e modelagem matemática**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2013.

AL-REKABI, W. S. , QIANG, H., QIANG, W. W. Review on sequencing batch reactors. **Pakistan Journal of Nutrition**, 6(1):11-19, 2007.

AMANN, R. In situ identification of microorganism by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. In: AKKERMAN, A.D.L., VAN ELSAS, J.D., DE BRUJIN, F.J. (eds). **Molecular microbial ecology manual**. 1995, p. 1-15.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21ed., Washington, 2005.

ARROJO, B.A. **Advanced systems for biological treatment of high nitrogen-loaded wastewater**. Ph.D. thesis – University of Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Spain, 2006.

AWANG, N.A., SHAABAN, M. G. Effect of reactor height/diameter ratio and organic loading rate on formation of aerobic granular sludge in sewage treatment. **International Biodeterioration and Biodegradation**, 112: 1-11, 2016.

BAO, R., YUA, S., SHIA, W., ZHANGE, X., WANGA, Y. Aerobic granules formation and nutrients removal characteristics in sequencing batch airlift reactor (SBAR) at low temperature. **Journal of Hazardous Materials**, 168: 1334-1340, 2009.

BASSIN, J.P., KLEEREBEZEM, R., DEZOTTI, M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Simultaneous nitrogen and phosphate removal

in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. **Water Research**, 46 (12): 3805-3816, 2012.

BELMONTE, M., VÁZQUEZ-PADÍN, J.R., FIGUEROA, M., FRANCO, A., MOSQUERA-CORRAL, A., CAMPOS, J.L., MÉNDEZ, R. Characteristics of nitrifying granules developed in an air pulsing SBR. **Process Biochemistry**, 44: 602-606, 2009.

BEUN, J.J., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor. **Water Research**, 36: 702-712, 2001.

BINDHU, B.K.; MADHU, G. Selection pressure theory for aerobic granulation-an overview. **International Journal of Environment and Waste Management**, 13, 317-329, 2014.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430/11**, de 24 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília: DF.

CHEN, M. Y., Lee, D. J. & Tay, J. H. Distribution of extracellular polymeric substances in aerobic granules. **Applied Microbiology Biotechnology**. 73: 1463-1469, 2007.

CHERNICHARO, C.A.L.(Coordenador). Pós-tratamento de efluentes anaeróbios. Belo Horizonte: PROSAB, 2001.544p

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

DAUDT, G.C. **Desempenho e emissões de óxido nitroso de reator em bateladas sequenciais com grânulos aeróbios para tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis (SC), 141 p., 2015.

DE KREUK, M.K., MCSWAIN, B.S., BATHE, S., TAY, S.T.L., SCHWARZENBECK, N., WILDERER, P.A. Discussion outcomes. In:

Aerobic granular sludge. **Water and Environmental Management Series**. London: IWA Publishing, 2005b, 155-169.

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: 761-769, 2005.

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

DEZOTTI, M. *et al.* **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**, Ed. E-papers, 2008.

DUBOIS, M. *et al.* Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. **Analytical Chemistry**. 28 (3): 350-356, 1956.

EKAMA, G.A., WENTZEL, M.C. Nitrogen Removal. In: HENZE, M., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., EKAMA, G., BRDJANOVIC, D. Biological wastewater treatment principles, modelling and design. London: **IWA Publishing**, 87-138, 2008.

FERREIRA, F.D; CORAIOLA, M. Eficiência do lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto. **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, 6(2): 259-279, 2008.

FIGUEROA, M., VAL DEL RIO, A., MORALES, N., CAMPOS, J.L., MOSQUERA-CORRAL, A., MENDEZ, R. Nitrogen removal in aerobic granular systems. In: CERVANTES (editor), F.J. **Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution: Principles and Engineering**. London: IWA Publishing, 2009, 373-401.

GAO, D. *et al.* Aerobic granular sludge: characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. **Critical Reviews In Biotechnology**, 31(2): 137-152, 2010.

GONÇALVES, A.F.F. **Soluções de Saneamento Aplicadas a Populações de Países em Vias de Desenvolvimento: Caso de Estudo Mindelo – Cabo Verde**. 2008. 193 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de

Engenharia do Ambiente, Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Monte da Caparica, Portugal, 2008.

HENRIQUE, I. N. *et al.* Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 15(2), 197-204, 2010.

HUNG, Y.; WANG, L.; SHAMMAS, N. **Handbook of Environment and Waste Management: Air and Water Pollution Control**. World Scientific, 2012.

JUANG, Y., ADAV, S.S., LEE, D., TAY, J. Stable aerobic granules for continuous-flow reactors: precipitating calcium and iron salts in granular interiors. **BioresourceTechnology**, 101: 8051–8057, 2010.

JUNGLES, M.K. **Desenvolvimento de grânulos aeróbios no tratamento de esgoto sanitário em reatores operados em bateladas sequenciais (RBS)**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2011.

JUNGLES, M. K., CAMPOS, J. L., COSTA, R. H. R. Sequencing batch reactor operation for treating wastewater with aerobic granular sludge. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, 31 (1): 27-33, 2014.

KONG, Y. *et al.* Aerobic granulation in sequencing batch reactors with different reactor height/diameter ratios. **Enzyme And Microbial Technology**, 45(5): 379-383, 2009.

KUSHWAHA J. P., SRIVASTAVA. V. C., MALL. I. D., An Overview of Various Technologies for the Treatment of Dairy Wastewaters. **Food Science and Nutrition**, 51: 442–452, 2011.

LEMAIRE, R., YUAN, Z., BLACKALL, L.L., CROCETTI, G.R. Microbial distribution of *Accumulibacter* spp. and *Competibacter* spp. in aerobic granules from a lab-scale biological nutrient removal system. **Environmental Microbiology**, 10 (2): 354-63, 2008.

LI, X.M., YANG, G.J., ZENG, G.M., LIAO, D.X., HU, M.F., WU, Y.M. Simultaneous phosphorus and nitrogen removal by aerobic

granular sludge in single SBR system. In: **Aerobic Granular Sludge**. Water and Environmental Management Series. London: IWA Publishing, 71-78, 2005.

LI, B., & WU, G. Effects of sludge retention times on nutrient removal and nitrous oxide emission in biological nutrient removal processes. **International journal of environmental research and public health**, 11(4), 3553-3569, 2014a.

LI, J.*et al.* Structure Analysis of Aerobic Granule from a Sequencing Batch Reactor for Organic Matter and Ammonia Nitrogen Removal. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 11(3): 2427-2436, 2014b.

LI, D.*et al.* Startup and long term operation of enhanced biological phosphorus removal in continuous-flow reactor with granules. **Bioresource Technology**, 212, 92-99, 2016.

LIM, P. E., ONG, S. A., SENG, C. E. Simultaneous adsorption and biodegradation processes in sequencing batch reactor (SBR) for treating copper and cadmium-containing wastewater. **Water Research**, 36(3), 667-675, 2002.

LIN, Y.M., NIEROP, K.G.J., GIBBAL-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**, 4: 24–29, 2015.

LIU, Y; TAY, J. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. **Water Research**, 36(7): 1653-1665, 2002.

LIU, Y; YANG, S.F; LIU, Q.S. ; TAY, J.H.; .**The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules** Current Microbiology, 46: 270–274, 2003.

LIU, Y., YANG, S.Y., TAY, J.H., LIU, Q.S., QIN, L., LI, L. Cell hydrophobicity is a triggering force of biogranulation. **Enzyme and Microbial Technology**, 34:371–379, 2004.

LIU, Y., WANG, Z.W., QIN, L., LIU, Y.Q., TAY, J.H. Selection pressure-driven aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Applied Microbiology and Biotechnology**. 67: 26-32, 2005.

LIU, Y.Q, TAY, J.H. Influence of cycle time on kinetic behaviors of steady-state aerobic granules in sequencing batch reactors. **Enzyme and Microbial Technology**, 41: 516-522, 2007.

LIU, Y; TAY, J. Fast formation of aerobic granules by combining strong hydraulic selection pressure with overstressed organic loading rate. **Water Research**, 80: 256-266, 2015.

LOBOS, J., WISNIEWSKI, C., HERAN, M., & GRASMICK, A. Sequencing versus continuous membrane bioreactors: effect of substrate to biomass ratio (F/M) on process performance. **Journal of Membrane Science**, 317(1), 71-77, 2008

LOWRY, H.*et al.* Protein measurement with the Folin phenol reagent. **The Journal of Biological Chemistry**.193: 265–75, 1951.

MAHVI, A. H. Sequencing batch reactor: a promising technology in wastewater treatment. **Journal of Environmental Health Science & Engineering**, 5(2): 79-90, 2008.

MCSWAIN, B.S.; IRVINE, R.L.; WILDERER, P.A. The influence of settling time on the formation of aerobic granules. **Water Science and Technology**,50: 195–202, 2004.

MCSWAIN, B. S., IRVINE, R. L. & HAUSNER, M. Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge. **Applied Environmental Microbiology**. 71: 1051-1057, 2005.

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**, 23: 981–990, 1991.

NOR-ANUAR, A. *et al.* Strength characteristics of aerobic granular sludge. **Water Science & Technology**, 65 (2), 309-316, 2012.

NUNES, J.A. **Tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª edição. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade. 2011, p.273

Oshiki, M., Onuki, M., Satoh, H., & Mino, T. Separation of PHA-accumulating cells in activated sludge based on differences in buoyant density. **The Journal of general and applied microbiology**, 56(2), 163-167, 2010.

PEYONG, Y. N.; ZHOU, Y.; ABDULLAH, A. Z.; VADIVELU, V. The effect of organic loading rates and nitrogenous compounds on the aerobic granules developed using low strength wastewater. **Biochemical Engineering Journal**, 67 (15): 52-59, 2012.

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

PRONK, M. *et al.* Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, 84: 207-217, 2015.

SADRZADEH, F., DULEKGURGEN, E. Improving the settling properties of activated sludge by gradually decreasing the settling time. **Desalination and Water Treatment**.52:2465–2471, 2014.

SANTA CATARINA. **Lei n° 14.675**, de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.

SANTOS, A.V. DOS. **Comportamento do reator sequencial em batelada (RBS) sob estado estacionário dinâmico utilizando idade do lodo como parâmetro de controle operacional**. 2005. 228 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 2005.

SCHNEIDER *et al.* A new map of global urban extent from MODIS satellite data. **Environmental Research Letters**,4 (44-55), 2009.

SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P.A. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science & Technology**, 49 (11-12): 41-46, 2004.

SHOW, K.Y., LEE, D.J., TAY, J.H. Aerobic granulation: advances and challenges. **Applied Biochemical Biotechnology**, 167: 1622-1640, 2012.

SNIS, SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico AE 2014 - SNIS - Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2014>>. Acesso em: 10 junho de 2016.

SU, K.-Z.; NI, B.-J.; YU, H.-Q. Modeling and optimization of granulation process of activated sludge in sequencing batch reactors. **Biotechnology and Bioengineering**, 110: 1312–1322, 2013.

SZABÓ, E.*et al.* Effects of Wash-Out Dynamics on Nitrifying Bacteria in Aerobic Granular Sludge During Start-Up at Gradually Decreased Settling Time. **Water**, 8 (5):172-183, 2016.

TAY, J. H., LIU, Q. S. & LIU, Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. **Letters of Applied Microbiology**, 33: 222-226, 2001.

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**, 57: 227-233, 2001.

TAY, J. H.; LIU, Q. S.; LIU, Y. The effect of upflow air velocity on the structure of aerobic granules cultivated in a sequencing batch reactor. **Water Science and Technology**, 49(11-12): 35-40, 2004.

VAN HAANDEL, A.C., GIRARD, L., MENDONÇA, N., TEIXEIRA, M., VON SPERLING, M. Remoção biológica de fósforo: mecanismos e configurações. In: MOTA, F.S.B., VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitários: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 227-261.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HOOIJMANS, C.M., BRDJANOVIC, D., HEIJNEN, J.J. Biological phosphate removal processes. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 48: 289–29, 1997.

VON SPERLING, M. Lodos Ativados – **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v.4. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2002. 428 p.

WAGNER, J. **Desenvolvimento de grânulos aeróbios e tratamento de esgoto doméstico em um reator em bateladas sequenciais (RBS) sob diferentes condições operacionais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2011.

WAGNER, J., COSTA, R. H. R. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor using real domestic wastewater. **Journal of Environmental Engineering**, 139 (11): 1391-1396, 2013.

WAGNER, J. **Processo de granulação aeróbia em reatores em bateladas sequenciais (RBS)**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2015.

WAGNER, J., COSTA, R.H. R., Reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios: estudo da formação dos grânulos e do efeito da duração do ciclo na remoção de carbono, nitrogênio e fósforo de esgoto doméstico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 20(2):269-278, 2015.

WANG, F., LU, S., WEI, Y., JI, M. Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. **Journal of Hazardous Materials**, 164: 1223-1227, 2009a.

WANG, L. K.; SHAMMAS, N. K.; HUNG, Y. SBR Systems for Biological Nutrient Removal. In: **Advanced Biological Treatment Processes**. New Delhi: Humana Press, 5: 157-180, 2009b.

WANG, S., SHI, W., YU, S., YI, X. Rapid cultivation of aerobic granular sludge by bone glue augmentation and contaminant removal characteristics. **Water Science and Technology**, 67(7): 1627-1633, 2013.

WEI, Y.*et al.* Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. **Water Research**, 37 (18): 4453-4467, 2003.

WEISSBRODT, D.G., LOCHMATTER, S., EBRAHIMI, S., ROSSI, P., MAILLARD, J., HOLLIGER, C. Bacterial Selection during the Formation of Early-Stage Aerobic Granules in Wastewater Treatment Systems Operated Under Wash-Out Dynamics. **Frontiers in Microbiology**, 3(332):1-22, 2012.

WINKLER, M. H., KLEEREBEZEM, R., STROUS, M., CHANDRAN, K., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Factors influencing the density of aerobic granular sludge. **Applied microbiology and biotechnology**, 97(16), 7459-7468, 2013.

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

ZHU, L.; DAI, X.; LV, M.; XU, X. Correlation analysis of major control factors for the formation and stabilization of aerobic granule. **Environmental. Science and Pollution Research**, 20:3165–3175, 2013.

ZHOU, D., NIU, S., XIONG, Y., YANG, Y., DONG, S. Microbial selection pressure is not a prerequisite for granulation: dynamic granulation and microbial community study in a complete mixing bioreactor. **Bioresource Technology**, 161:102-108, 2014.

ZHOU, J.H.*et al.* Granular activated carbon as nucleating agent for aerobic sludge granulation: effect of GAC size on velocity field differences (GAC versus flocs) and aggregation behaviour. **Bioresource Technology**, 198: 358 –363, 2015.