

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Sofia Souza

AVALIAÇÃO DE UM REATOR GRANULAR AERÓBIO EM ESCALA PILOTO:
Eficiência de tratamento e formação de grânulos

Florianópolis
2025

Sofia Souza

AVALIAÇÃO DE UM REATOR GRANULAR AERÓBIO EM ESCALA PILOTO:

Eficiência de tratamento e formação de grânulos

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Nelson Libardi Junior

Coorientadora: Grazieli Pereira da Silva, Gest. ambiental

Florianópolis

2025

Ficha de identificação da obra elaborada pela autora,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC

Souza, Sofia

Avaliação de um reator granular aeróbio em escala
piloto : Eficiência de tratamento e formação de grânulos /
Sofia Souza ; orientador, Nelson Libardi Junior,
coorientadora, Grazieli Pereira da Silva, 2025.
56 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro
Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental, Florianópolis, 2025.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Reator granular
aeróbio. 3. Grânulos aeróbios. 4. Tratamento de esgoto
doméstico. 5. Lipase. I. Libardi Junior, Nelson. II.
Silva, Grazieli Pereira da. III. Universidade Federal de
Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e
Ambiental. IV. Título.

Sofia Souza

AVALIAÇÃO DE UM REATOR GRANULAR AERÓBIO EM ESCALA PILOTO:
Eficiência de tratamento e formação de grânulos

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Engenheira Sanitarista e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 04 de dezembro de 2025.



Documento assinado digitalmente
Bruno Segalla Pizzolatti
Data: 12/12/2025 17:16:22-0300
CPF: ***.122.849-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.
Coordenação do Curso

Banca examinadora



Documento assinado digitalmente
Nelson Libardi Junior
Data: 12/12/2025 17:13:31-0300
CPF: ***.684.639-**
Verifique as assinaturas em <https://v.ufsc.br>

Prof. Nelson Libardi Junior, Dr.
Orientador

Grazieli Pereira da Silva, Gest. Ambiental
Coorientadora

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.
UFSC

Matheus Cavali, Dr.
UFSC

Florianópolis, 2025.

À minha amada e aos meus gatos,
que me conhecem como ninguém.

AGRADECIMENTOS

A todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a realização e conclusão deste trabalho, que participaram de minha trajetória enquanto universitária e que chegaram até aqui comigo para enfim celebrá-la, meus mais sinceros agradecimentos.

Agradeço ao Professor Nelson, à Grazieli, ao Jorge, à Aline, e a toda a equipe do LABEFLU e do LIMA que foram compreensíveis e pacientes comigo e companheiros na caminhada de aprendizagem e construção do trabalho. Sem esse forte apoio e encorajamento, não seria capaz de concluí-lo.

Agradeço a meus colegas e ex-colegas de curso, de estágio e de trabalho, com quem pude dividir as adversidades da graduação e da vida de aspirante a engenheira e com quem pude contar para me inspirar como profissional.

Agradeço à minha família e à minha família adquirida de Recife e de Florianópolis. Aos que me viram crescer, aos que me viram amadurecer, e aos que me conhecem como quem sou hoje, nos momentos difíceis e principalmente nos momentos de alegria e diversão, quando longe e quando perto. Tenho muito apreço pelas memórias construídas juntos e sou muito grata a todo o carinho e incentivo passado durante minha jornada universitária. Muito além, desde o meu ingresso no curso até o presente, a vida correu e muitas conquistas e felicidades pude compartilhar com quem amo, e essa é mais uma delas, sem dúvidas.

Por fim, mas não menos importante, agradeço à Larissa, minha esposa, meu grande amor e com quem escolhi passar o resto da minha vida, que me acompanha e me acolhe desde o nosso primeiro encontro, e que me acalmou, motivou e impulsionou durante a elaboração deste trabalho. Te amo, meu amor.

RESUMO

O tratamento biológico de efluentes com grânulos aeróbios desenvolvidos em reatores de bateladas sequencias granulares (RBSG) tem sido estudado há pelo menos duas décadas, em muitos países, incluso o Brasil. No entanto, se considerada sua pesquisa e aplicabilidade ao tratamento de efluentes domésticos, ainda carece de estudos que experimentem com diferentes configurações operacionais, operando com efluente real e estudando a formação de grânulos. Neste contexto, o presente trabalho objetivou avaliar a eficiência de tratamento e formação de grânulos em um RBSG piloto, também verificando atividade lipolítica da biomassa granular formada. O reator operou num volume útil de 110 L, em bateladas de 6 horas, com fases de enchimento, anóxica, aeróbia, de sedimentação e de descarte. O afluente utilizado foi coletado da rede pública municipal de Florianópolis, administrada pela CASAN. Observou-se considerável remoção de matéria orgânica carbonácea, acima de 70% para DQO_T e acima de 88% para $DBO_{5,20}$, em média. A remoção do nitrogênio amoniacal apresentou um pico de 77,7%, embora a média dentro dos 70 dias de monitoramento tenha sido de 42,8%. A remoção média de fósforo foi de 37,2%, mostrando-se constantemente baixa a partir da sexta semana de monitoramento. Por fim, para óleos e graxas a média de eficiência de remoção foi de 64,7%. Em relação à biogranulação observou-se que a porção de partículas microbianas maior que 212 μm não atingiu ao final da campanha a proporção mínima para evidenciar a qualidade de granular. Ainda assim, a análise de sedimentabilidade retornou à classificação do IVL₃₀ como de boa sedimentação. Conclui-se que as condições submetidas aos microrganismos investigados no presente estudo são favoráveis ao seu desenvolvimento granular, desde que sob controle de quedas de energia ou interferências causadas por volumosas coletas de amostras. Ademais, é necessário mais tempo de acompanhamento para observar a completa maturação da biomassa granular, bem como a possível correlação da expressão de lipases e remoção de óleos e graxas.

Palavras-chave: Reator granular aeróbio, Grânulos aeróbios, Reator em bateladas sequenciais, Tratamento de esgoto doméstico, Lipase.

ABSTRACT

The treatment of effluents with aerobic granules in sequential granular batch reactors (SGBR) has been studied for at least two decades in many countries, including Brazil. However, considering its research and applicability to the treatment of domestic wastewater, there's still a lack of studies that assay different operational configurations, or on a real scale. In this context, the present study aimed to evaluate the treatment efficiency and granule formation in a pilot SGBR, also verifying the lipolytic activity of the granular biomass formed. The reactor operated in an effective volume of 110 L, in 6-hour batches, with filling, anoxic, aerobic, sedimentation, and discharge phases. The wastewater used was collected from the municipal public sewage system, managed by the local sanitation company. Considerable removal of carbonaceous organic matter was observed, above 70% for COD and above 88% for BOD_{5,20}, on average. Ammoniacal nitrogen removal peaked at 77.7%, although the average over the 70 days of monitoring was 42.8%. The average phosphorus removal was 37.2%, showing a consistently low rate from the sixth week of monitoring onwards. Finally, for oils and greases, the average removal efficiency was 64.7%. Regarding biogranulation, it was observed that the proportion of microbial particles larger than 212 μm did not reach the minimum level to demonstrate granular quality by the end of the campaign. The settleability analysis determined good sedimentation classification for the SVI₃₀. In conclusion the conditions investigated in this study were favorable to the granular development of the microbial biomass, besides the power outages or interference caused by large sludge sample collections. Furthermore, more monitoring time is necessary to observe the complete maturation of the granular biomass, as well as possible correlations between lipase activity and oil and grease removal.

Keywords: Aerobic granular reactor, Aerobic granules, Sequencing batch reactor, Domestic wastewater treatment, Lipase.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema das fases operacionais de um reator em bateladas sequenciais.	20
Figura 2 – Ilustração das zonas e dos processos no interior de um grânulo aeróbio.	21
Figura 3 – Ilustração das zonas e dos processos no interior de um grânulo aeróbio.	22
Figura 4 – Fluxograma metodológico.	26
Figura 5 – Esquema da configuração do sistema experimental de tratamento de esgoto.	27
Figura 6 – Fases operacionais do ciclo de funcionamento do RBSG piloto.	28
Figura 7 – Concentrações de DQO_T : entrada ($\blacklozenge$), saída (Δ) e eficiência de remoção ($\times$).	36
Figura 8 – Concentrações de DQO_S : entrada ($\blacklozenge$), saída (Δ), e eficiência de remoção ($\times$).	36
Figura 9 – Concentrações de $DBO_{5,20}$: entrada ($\blacklozenge$), saída (Δ), e eficiência de remoção ($\times$).	37
Figura 10 – Concentrações de nitrogênio amoniacal (NH_4^+-N): entrada ($\blacklozenge$), saída (Δ), e eficiência de remoção ($\times$).	38
Figura 11 – Concentrações de Nitrito (NO_2^-) ($\blacklozenge$) e Nitrato (NO_3^-) ($\blacktriangle$) na entrada.	39
Figura 12 – Concentrações de Nitrito (NO_2^-) ($\diamond$) e Nitrato (NO_3^-) (Δ) na saída.	39
Figura 13 – Concentrações de Fósforo ($PO_4^{3-}-P$): entrada ($\blacklozenge$), saída (Δ), e eficiência de remoção ($\times$).	40
Figura 14 – Concentrações de Óleos e graxas: entrada ($\blacklozenge$), saída (Δ), e eficiência de remoção ($\times$).	41
Figura 15 – Perfil de pH, temperatura e oxigênio dissolvido ao longo de ciclo do reator experimental.	42
Figura 16 – Perfil de DQO_T ao longo de ciclo do reator experimental.	43
Figura 17 – Perfil de $PO_4^{3-}-P$ ao longo de ciclo do reator experimental.	43
Figura 18 – Perfil de NH_4^+-N ($\circ$), $NO_2^- -N$ (Δ) e $NO_3^- -N$ ($\times$) ao longo de ciclo do reator experimental.	44
Figura 19 – Perfil de óleos e graxas ao longo de ciclo do reator experimental.	45
Figura 20 – Evolução da formação dos grânulos do reator referente à 14, 41 e 70 dias de operação, através de imagens de microscopia ótica com ampliação de 40 vezes.	46

Figura 21 – Comparação dos resultados de granulometria por peneiramento ao longo do período de estudo.....	47
Figura 22 – Comportamento do IVL para diferentes tempo de sedimentação: IVL ₅ (◆), IVL ₁₀ (■) e IVL ₃₀ (▲), e da relação IVL ₃₀ /IVL ₁₀ (×) no reator ao longo do período de monitoramento.....	48
Figura 23 – Atividade lipolítica observada ao longo do período de monitoramento.	49

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Análises físico-químicas e métodos empregados no monitoramento do RBSG piloto.	30
Quadro 2 – Acompanhamento do regime de chuvas durante o período de monitoramento.....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Desempenho do tratamento do reator piloto observado durante o período de monitoramento.....	34
Tabela 2 – Médias de OD, pH e T de cada fase de um ciclo completo do reator experimental.	42
Tabela 3 – Médias, mínimas e máximas de IVL_5 , IVL_{10} e IVL_{30}	48

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

® – Marca registrada

°C – Grau Celsius

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento

C_E – Concentração do parâmetro no efluente bruto

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente de Santa Catarina

C_s – Concentração do parâmetro no efluente tratado

CV – Cavalo-vapor

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO_{5,20} – Demanda Bioquímica de Oxigênio consumido em 5 dias a 20°C

DQO – Demanda Química de Oxigênio

DQO_s – Demanda Química de Oxigênio Solúvel

DQO_T – Demanda Química de Oxigênio Total

EBPR – *Enhanced Biological Phosphorus Removal*, Remoção Biológica Aprimorada de Fósforo

ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

EPS – *Extracellular Polymeric Substances*, Substâncias Poliméricas Extracelulares

E_R – Eficiência de remoção

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

g – Grama

h – Hora

hp – Cavalo-vapor

Hz – Hertz

IVL – Índice Volumétrico do Lodo

IVL₁₀ – Índice Volumétrico do Lodo após 10 minutos de sedimentação

IVL₃₀ – Índice Volumétrico do Lodo após 30 minutos de sedimentação

IVL₃₀/IVL₁₀ – Relação Índice Volumétrico do Lodo após 30 minutos de sedimentação e 10 minutos de sedimentação

IVL₅ – Índice Volumétrico do Lodo após 5 minutos de sedimentação

L – Litro

LABEFLU – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos

LETA – Laboratório Experimental de Tratamento de Águas

LGA – Lodo Granular Aeróbio

LIMA – Laboratório Integrado do Meio Ambiente

m – Metro

m³ – Metro cúbico

mg – Miligrama

min – Minuto

mL – Mililitro

mm – Milímetro

Na₂CO₃ – Carbonato de sódio

NH₄⁺ – Amônia

NH₄⁺-N – Nitrogênio Amoniacal

NO₂⁻ – Nitrito

NO₂⁻-N – Nitrito expresso como nitrogênio

NO₃⁻ – Nitrato

NO₃⁻-N – Nitrato expresso como nitrogênio

NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez
O₂ – Oxigênio molecular
OD – Oxigênio Dissolvido
pH – Potencial Hidrogeniônico
***p*-NP** – *para*-nitrofenil
***p*-NPP** – *para*-nitrofenil palmitato
PO₄³⁻ – Fosfato
PO₄³⁻-P – Fosfato expresso como fósforo
RBS – Reator em Bateladas Sequenciais
RBSG – Reator em Bateladas Sequenciais Granular
rpm – rotações por minuto
SF – Sólidos Fixos
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST – Sólidos Suspensos Totais
ST – Sólidos totais
SV – Sólidos Voláteis
T – Temperatura
t – Tempo de sedimentação
U/g – Unidade de atividade enzimática por grama
U/gSV – Unidade de atividade enzimática por grama de Sólidos Voláteis
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
V_{SED} – Volume de lodo sedimentado
α – Alfa
β – Beta
μm – Micrômetro
μM – Micromolar

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
1.1	OBJETIVOS.....	18
1.1.1	Objetivo geral.....	18
1.1.2	Objetivos específicos.....	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
2.1	REATOR DE BATELADAS SEQUENCIAIS	19
2.2	TECNOLOGIA DE LODO GRANULAR AERÓBIO	20
2.2.1	Condições de formação de biomassa granular aeróbia.....	21
2.2.2	Aplicação dos grânulos aeróbios no tratamento de efluentes.....	23
2.3	ATIVIDADE ENZIMÁTICA DO EPS DE BIOMASSA AERÓBIA	24
3	METODOLOGIA.....	26
3.1	SISTEMA EXPERIMENTAL	26
3.1.1	Operação do sistema experimental	28
3.1.2	Monitoramento do sistema experimental.....	29
3.1.3	Análises físico-químicas	29
3.1.4	Avaliação da biomassa granular	31
3.1.4.1	Granulometria	31
3.1.4.2	Microscopia ótica.....	31
3.1.4.3	IVL	31
3.1.4.4	Atividade enzimática.....	32
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1	EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO.....	34
4.1.1	Remoção de matéria orgânica carbonácea.....	35
4.1.2	Série nitrogenada	37
4.1.3	Remoção de fósforo	40
4.1.4	Remoção de óleos e graxas	41
4.2	AVALIAÇÃO DO CICLO DO REATOR.....	41
4.3	CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA GRANULAR	45
4.3.1	Granulometria	46
4.3.2	IVL	47
4.3.3	Atividade enzimática	49
5	CONCLUSÃO.....	50
	REFERÊNCIAS	51

1 INTRODUÇÃO

O saneamento básico, no Brasil, é definido pela Lei Federal do Saneamento Básico, nº 11.445/2007 — atualizada pela lei nº 14.026/2020 — como o conjunto de serviços públicos, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, de esgotamento sanitário, de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, e de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas (BRASIL, 2007; 2020). Sua universalização e bom funcionamento é indicador direto e crucial da qualidade de vida e saúde de uma população (BRASIL, 2023). A deficiência em investimento na instalação, modernização e manutenção nesse setor, bem como na pesquisa e produção de conhecimento concernente a ele, sobrecarrega os sistemas de saúde pública, vulnerabiliza comunidades, gera graves impactos ambientais (BRASIL, 2023), e pode atrasar o crescimento sustentável de níveis locais até níveis nacionais.

Um dos quatro pilares do saneamento, o sistema de esgotamento sanitário engloba desde a coleta das águas residuárias, ao seu transporte, ao tratamento adequado e, por fim, à sua disposição final em conformidade com a legislação cabível (BRASIL, 2011; 2023). No Brasil, as redes de esgotamento sanitário atendem 56% da população, em que 81,6% é de fato tratado, ou seja, se considerado o esgoto gerado em sua totalidade no país, apenas 52,2% é tratado, segundo o Diagnóstico Temático de Serviços de Água e Esgoto do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (BRASIL, 2023). Nas regiões metropolitanas e centros urbanos, são constatados os cenários mais críticos de insegurança hídrica, em que o despejo de efluente não tratado é o principal fator gerador de poluição hídrica. Os corpos hídricos dos meios urbanos se caracterizam por baixos níveis de oxigênio dissolvido (OD) e altos níveis de carga orgânica e turbidez (BRASIL, 2023; ANA, 2024).

Uma das tecnologias de tratamento de águas residuais mais empregadas no mundo é o sistema de lodos ativados, tratamento biológico que se destaca pelo seu baixo custo relativo e alta eficiência de remoção de matéria orgânica (WEI *et al.*, 2003; JESUS, 2016). Em contrapartida, a exigência por grande disponibilidade de área para instalação e operação desse tipo de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) deixa de ser condizente com o atual contexto de contínuo crescimento populacional urbano e aumento na demanda por industrialização e produção agroindustrial que o acompanha (JESUS, 2016; WAGNER & COSTA, 2015; ANA, 2024).

Dessa forma, tecnologias alternativas de tratamento, com potencial de igual ou maior eficiência de remoção de nutrientes, e propostas de sistemas mais compactos que os sistemas convencionais atraem estudos e experimentações há mais de duas décadas, entre elas, a mais

relevante é a tecnologia de biomassa granular. Especificamente, pesquisas acerca do funcionamento do tratamento por granulação aeróbia vem sendo realizadas no Brasil (PEREIRA, 2004; WAGNER, 2011; WAGNER & COSTA, 2015; JESUS, 2016; GUIMARÃES, 2017; DOMINGOS, 2019; COSTA, 2021) e no mundo (DE KREUK *et al.*, 2005; LI *et al.*, 2005; LIU & TAY, 2002; 2007; 2015; WANG *et al.*, 2009; ZHOU *et al.*, 2015).

Os grânulos aeróbios são agregados de microrganismos, de estrutura compacta e densa, envoltos por uma matriz de substâncias poliméricas extracelulares (EPS), e que apresentam maior resistência à transferência de massa e maior velocidade de sedimentação que o lodo ativado convencional (DE KREUK *et al.*, 2005; LIU & TAY, 2007). As reações ocorrem no interior do próprio grânulo, que se divide em diferentes e simultâneas zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, condições estas favoráveis à remoção conjunta de carbono, nitrogênio e fósforo (DE KREUK *et al.*, 2005; WANG *et al.*, 2009). Consequentemente, é vista como tecnologia promissora em cenários urbanos cuja disponibilidade de área seja limitada (WAGNER & COSTA, 2015). No âmbito da pesquisa do tratamento de efluentes com lodos ativados e de biomassa granular, estudos acerca da formação dos grânulos e da composição das EPS vêm sendo propostos. A presença de enzimas, por exemplo, na matriz polimérica extracelular ainda é um tema novo que vem sendo abordado por poucos grupos de pesquisa.

Neste sentido, a presente pesquisa teve por finalidade avaliar o comportamento de um reator granular aeróbio em escala piloto em relação à sua eficiência de tratamento, à formação dos grânulos aeróbios, bem como à atividade enzimática de lipase, como uma perspectiva para estudos posteriores.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o comportamento de um reator granular aeróbio em relação à eficiência de tratamento e formação dos grânulos aeróbios.

1.1.2 Objetivos específicos

- i. Avaliar o desempenho de reator granular aeróbio experimental quanto à eficiência do tratamento de efluente sanitário;
- ii. Avaliar a formação natural de grânulos aeróbios no reator em uma configuração de ciclo fixa;
- iii. Avaliar a atividade lipolítica presente no EPS do lodo granular formado.

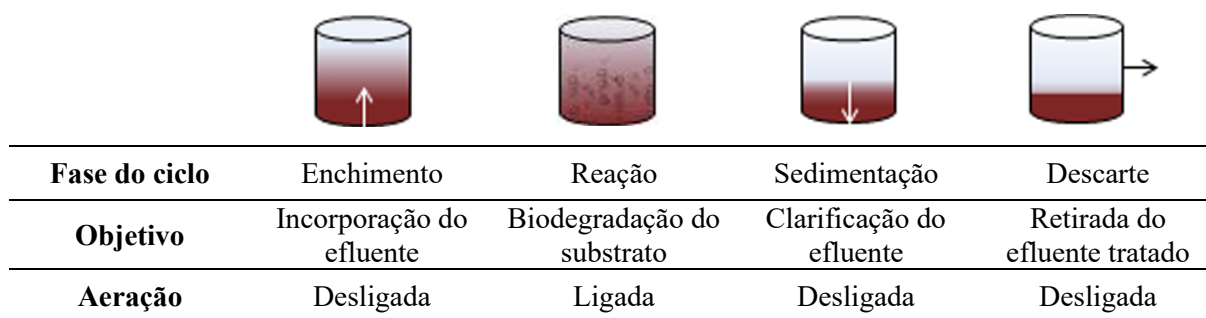
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 REATOR DE BATELADAS SEQUENCIAIS

O tratamento de efluentes em Reatores de Bateladas Sequenciais (RBS) configura-se como uma tecnologia de tratamento biológico de águas residuárias, e segue os mesmos princípios do sistema de lodos ativados (DE KREUK *et al.*, 2005; WANG *et al.*, 2009). De acordo com Von Sperling (2002), diferencia-se pela viabilidade de ocorrer a reação e a decantação num único tanque, em fluxo intermitente, além de permitir maior flexibilidade operacional e controle dos processos, sendo estabelecidos ciclos compostos de fases com durações bem definidas. O sistema pode operar em condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias, o que favorece as reações biológicas e remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) de efluentes variados em altos níveis de eficiência (GERARDI, 2010). Em comparação ao lodo ativado, apresenta custo operacional pelo menos 20% menor, em que economiza em 50% a energia necessária, e demanda 75% menos área para sua implantação, além de dispensar as estruturas e equipamentos secundários necessários ao sistema convencional (AL-REKABI *et al.*, 2007; HAMZA *et al.*, 2022). Esse diferencial tecnológico foi viabilizado graças à modernização de dispositivos e acessórios, aliados à automatização e controle computacional do processo, e aumenta sua competitividade em relação ao lodo ativado convencional (SANTOS *et al.*, 2006; WANG *et al.*, 2009; GERARDI, 2010).

Especificamente no tratamento de esgoto doméstico, geralmente são usados de 4 a 6 ciclos por dia, divididos essencialmente em cinco etapas: enchimento, reação, sedimentação, descarte e repouso. O enchimento consiste na alimentação do reator sob condições estáticas ou de mistura mecânica. A reação compreende a mistura e aeração, pode alternar em momentos anóxicos e aeróbios, e objetiva realizar o bioprocessamento de degradação de matéria orgânica, oxidação de nitrogênio amoniacal e remoção de fósforo. Na sedimentação são desligados os aeradores para que ocorra a separação entre sólidos - camada de lodo sedimentado - e o efluente tratado clarificado, que é vertido ao fim, na fase de descarte (VON SPERLING, 2002; WAGNER & COSTA, 2015; XAVIER, 2021). Embora a biomassa permaneça constantemente no reator, há necessidade de repouso do funcionamento do sistema para remover lodo excedente, ou na eventualidade de ajuste de programação do ciclo (VON SPERLING, 2002). Na Figura 1 apresenta-se esquema resumido das fases operacionais supramencionadas e seus respectivos objetivos.

Figura 1 – Esquema das fases operacionais de um reator em bateladas sequenciais.



Fonte: Domingos (2019), adaptado de Santos, Filho e Giordano (2006).

É importante frisar que a particularidade do funcionamento em bateladas consequentemente gera descartes em bateladas, com vazões superiores às dos sistemas de fluxo contínuo, e traz a necessidade de equalização a jusante do reator já que podem ocasionar choque de carga ao corpo receptor (COSTA, 2005; MAHVI, 2008).

A tecnologia de RBS em seu pleno exercício apresenta alta propensão ao desenvolvimento de biomassa granular aeróbia, a ser apresentada no item 2.2.

2.2 TECNOLOGIA DE LODO GRANULAR AERÓBIO

A tecnologia de Lodo Granular Aeróbio (LGA) ou granulação aeróbia é uma biotecnologia de tratamento de águas residuárias primeiro relatada por Mishima e Nakamura (1991), quando foi constatada formação dos grânulos aeróbios em reator piloto de manta de lodo aeróbio e fluxo ascendente (em inglês, *Aerobic Upflow Sludge Blanket*), durante tratamento de esgoto municipal. Mais tarde, na mesma década, observou-se a presença da biomassa granular aeróbia em um reator em bateladas sequenciais (ESHERDEN *et al.*, 1997; MORGENROTH *et al.*, 1997), em que foi apontada a sua melhor sedimentabilidade em comparação ao sistema de lodos ativados. Em 1998, foi concedida a Heijnen e Loosdrecht a primeira patente desta tecnologia, e desde então inúmeros estudos e pesquisas em escala laboratorial, escala piloto e escala real tem sido desenvolvidos para melhor entender e aperfeiçoar sua aplicação, embora que para este último caso se encontre uma quantidade significativamente menor de publicações (PRONK *et al.*, 2015; FRANCA *et al.*, 2018; XAVIER, 2021).

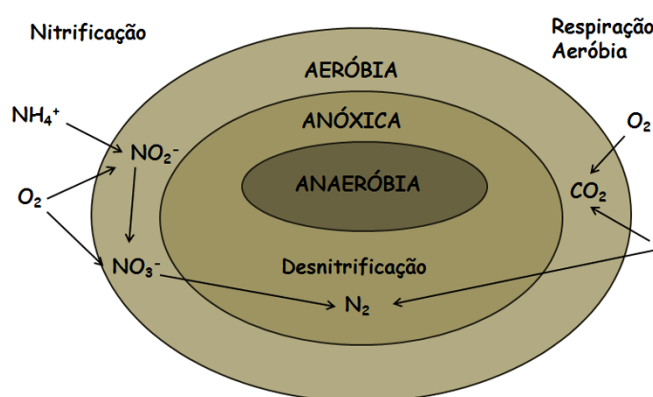
Os estudos acerca do tratamento com biomassa granular são em sua maioria voltados ao seu funcionamento em Reatores de Bateladas Sequenciais Granulares (RBSG), como mostram Li *et al.* (2016), em que também se destacam trabalhos que avaliam a remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (DE KREUK *et al.*, 2005; LI *et al.*, 2005; WANG *et al.*, 2009; WAGNER, 2011; 2015; GUIMARÃES, 2017) e estudos voltados à compreensão dos fatores

que afetam o processo de granulação, como as condições de partida do reator, a variação da carga orgânica e a força de cisalhamento aplicadas ao funcionamento do reator (ZHANG *et al.*, 2007; ZHOU *et al.* 2015; LIU & TAY, 2015). Ainda, alguns autores reportaram acerca da possibilidade de tratamento com biomassa granular em reatores de fluxo contínuo, como Chen *et al.* (2009) e Morales *et al.* (2012), mas concluíram alta instabilidade dos grânulos nessa configuração, destacando uma presença maior de bactérias filamentosas para tempos de retenção hidráulica mais longos.

2.2.1 Condições de formação de biomassa granular aeróbia

Os grânulos são considerados agrupamentos microbianos compactos e densos, formados por um processo de automobilização que cria agregados estáveis e multicelulares resistentes ao cisalhamento hidrodinâmico e de maior velocidade de sedimentação que flocos de lodo ativado (DE KREUK *et al.*, 2005; LIU *et al.*, 2005). Rodeados por uma matriz de EPS, variam de 0,5 a 2 mm de diâmetro e limitada difusão de oxigênio em seu interior. Essas características proporcionam ao grânulo individual a presença de zonas anaeróbias, aeróbias e anóxicas, simultaneamente, como demonstrado na Figura 2 (LIU & TAY, 2002; FIGUEROA *et al.*, 2009). Estabelecem-se então condições ambientais favoráveis à coexistência e ao crescimento de bactérias aeróbias e facultativas, microrganismo nitrificantes, desnitrificantes e removedores de fósforo (WANG *et al.*, 2009; FRANCA *et al.*, 2018).

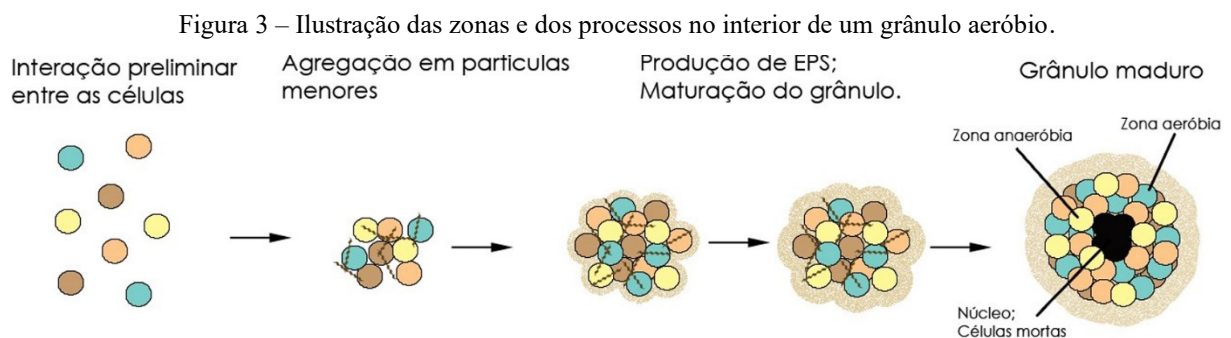
Figura 2 – Ilustração das zonas e dos processos no interior de um grânulo aeróbio.



Fonte: Wagner, 2011, adaptado de Figueroa *et al.*, 2009.

A evolução da formação de grânulos, ou biogranulação, é descrita em etapas por Chen *et al.* (2006) e Liu & Tay (2002). A interação primeira entre as células, quando ocorre o contato físico entre as bactérias, é proporcionada pela mobilidade dos microrganismos ou por forças hidrodinâmicas, gravitacionais e de difusão no meio em que se encontram. Na sequência

estabiliza-se o contato multicelular, em que microfilamentos desses microrganismos estruturam a formação do agregado e do ambiente propício ao crescimento aderido das células e produção de polímeros extracelulares. Nesse momento, entra em fase de organização das alterações metabólicas e genéticas que propiciam ainda mais as interações celulares e desenvolvimento do grânulo. Por fim, atinge-se a condição de estabilidade da estrutura tridimensional, cujo formato deriva também da ação das forças hidrodinâmicas ao seu redor. Em resumo, é possível visualizar esse processo na Figura 3.



Fonte: Costa, 2021.

Quanto à formação e às propriedades da biomassa granular, alguns parâmetros as influenciam mais profundamente: substrato, carga orgânica, duração do ciclo e configuração do reator, tempo de sedimentação, forças de cisalhamento hidrodinâmico.

Existe uma grande variedade de substratos propícios, entre alguns deles esgotos sanitários e industriais e meios sintéticos contendo glicose, sacarose, amido, fenol, etanol e acetato, por exemplo (FIGUEROA *et al.*, 2009), ou seja, a granulação independe do substrato, e pode ser aplicada a diversos tipos de efluentes (LIU *et al.*, 2010). Porém, Tay *et al.* (2001a) e Wang *et al.* (2004) concluem que o tipo de substrato, indubitavelmente, afeta a estrutura física – superfície e diâmetro – e a diversidade de espécies na biomassa.

Outros fatores que influenciam a seleção de espécies e formato dos grânulos são a carga orgânica e a configuração do funcionamento do reator utilizado, que também afetam a atividade microbiana e a sedimentabilidade (TAY *et al.*, 2004). Para um RBS, a duração dos ciclos, a concentração do afluente e a proporção de volume de enchimento e volume do reator devem ser adequadas à granulação não apenas para que ela seja propiciada, mas para evitar cargas muito elevadas que ocasionaram desintegração dos agregados (TAY *et al.*, 2004; LIU *et al.*, 2007). Adequadas taxas de aeração dentro do reator em sua fase de reação também desempenham o papel de movimentação mecânica dos flocos, conformidade dos grânulos formados e regularidade de sua superfície, e até maior produção de EPS para adesão entre as células (LIU *et al.*, 2005; ZHOU *et al.*, 2015).

2.2.2 Aplicação dos grânulos aeróbios no tratamento de efluentes

O esgoto doméstico é intrinsicamente complexo, contém sólidos grosseiros, significativas frações de matéria orgânica e nutrientes, e rica variedade de microrganismos patogênicos. No tocante a sistemas de tratamento de LGA, nas últimas décadas, foi possível observar estudos cujo foco deu-se ao tratamento deste efluente, considerando ainda sua alta variabilidade de composição (GUIMARÃES, 2017). Embora ainda relativamente menores em quantidade, publicações importantes tratam do assunto, a saber: De Kreuk & Van Loosdrecht (2006), Ni *et al.* (2009), Liu *et al.* (2010), Wagner (2011; 2015), Pronk *et al.* (2015) e Wagner & Costa (2015). Neles é estudada a atuação da biomassa granular em RBSG em diferentes condições de operação.

Na prática, atualmente, a tecnologia de biomassa granular aeróbia é aplicada pela empresa holandesa Haskoning, que em parceria com a Universidade Tecnológica de Delft desde 1999 desenvolveram e patentearam em 2005 um método viável e estável em escala real de funcionamento: a Tecnologia Nereda®. O primeiro protótipo, de 2005, foi implementado na Holanda, mas utilizado no tratamento de efluentes industriais. Entre 2010 e 2011, foram construídas duas plantas protótipo em Portugal e África do Sul, para o tratamento de efluentes não industriais (HASKONING, 2025). Em 2013 foi implementada uma planta em escala real na vila de Garmerwolde, na Holanda, cujos resultados mostraram atendimento das exigências de lançamento de efluente após um período de 5 meses de iniciação (PRONK *et al.*, 2015). No Brasil, já existe uma estação Nereda® em funcionamento no Rio de Janeiro – cuja capacidade média de tratamento de esgoto municipal por dia é de 64.800 m³ –, em cidades no interior de São Paulo, e projetos de implantação em Pernambuco e São Paulo (HASKONING, 2025). Destaca-se, no entanto, que as diferentes condições climáticas, socioculturais e consequentemente de composição do esgoto, em comparação à Europa, traduzem-se em maior necessidade de investigações e estudos para uma aplicabilidade mais bem sucedida (XAVIER, 2021).

Ainda no tocante aos desafios e limitações para a aplicação da tecnologia de LGA, aponta-se a instabilidade da biomassa granular quanto à sua atividade biológica, e até mesmo sua desintegração (FRANCA *et al.*, 2018). Estudos apontam que a perda de grânulos aeróbios, após estabilização da biomassa, deu-se em reatores de longos períodos de operação, acima de 100 dias. No entanto, não foram capazes de identificar os fatores causadores deste fenômeno (ZHANG *et al.*, 2019).

2.3 ATIVIDADE ENZIMÁTICA DO EPS DE BIOMASSA AERÓBIA

As EPS consistem principalmente de polissacarídeos e proteínas, que contêm grupos funcionais capazes de adsorver material particulado e promover a floculação por mecanismos análogos aos empregados por flocculantes sintéticos (AJAO *et al.*, 2021). São secretadas pelos microrganismos e formam uma matriz viscosa de alto peso molecular, onde as células podem aderir-se e formar estruturas tridimensionais densas e resistentes a forças externas (LIU & TAY, 2002). Além dessas funções físico-químicas, podem conter enzimas e outras biomoléculas de interesse ambiental, que ao interagirem atuam como uma matriz natural de imobilização que retém as enzimas extracelulares produzidas pela comunidade microbiana e aumenta sua estabilidade térmica e resistência à degradação proteolítica (FRØLUND *et al.*, 1996).

Ainda, Frølund *et al.* (1996), que estudaram a atividade enzimática presente nas EPS de lodo ativado, concluíram que substratos e poluentes de grande massa molecular, como celulose, amido, polipeptídios, lipoproteínas, glicoproteínas e lipídios, são degradados ao entrar em contato com a matriz e podem ser posteriormente absorvidos pela biomassa microbiana. Segundo os autores, as EPS não apenas protegem as enzimas contra a degradação, mas também garantem a proximidade entre seus sítios ativos e os substratos. Conforme estes autores, a imobilização enzimática na matriz de EPS impede sua perda para o meio circundante (licor misto), onde poderiam ser facilmente degradadas pelas condições ambientais. As enzimas extracelulares também parecem desempenhar um papel importante na degradação parcial da própria estrutura dos EPS, contribuindo para manter sua porosidade e, conseqüentemente, sua elevada capacidade de adsorção de poluentes. A recuperação de EPS preservando a atividade enzimática pode viabilizar o desenvolvimento de produtos biotecnológicos, como bioflocculantes ou adsorventes catalíticos para aplicações ambientais.

De acordo com Wasmund *et al.* (2024) e Flemming *et al.* (2025), enzimas ativas em carboidrases, proteases e lipases figuram entre os principais componentes enzimáticos presentes na matriz de EPS. Nabarlantz *et al.* (2012) avaliaram a atividade de proteases e lipases extraídas de lodo ativado utilizando métodos de ultrassom, precipitação e diálise para recuperação enzimática, encontrando atividades de celulase (13,5 U/gSV), protease (8,4 U/gSV), lipase (21 U/gSV) e amilase (39 U/gSV), e uma atividade de 23 U/g de lodo ativado. Os autores destacaram que o extrato enzimático obtido da biomassa residual de processos de tratamento biológico poderia ser usado como aditivo para melhorar processos de digestão anaeróbia na produção de biogás, e representar uma fonte enzimática alternativa e de baixo custo para diversas aplicações ambientais e industriais.

Toja Ortega *et al.* (2021) avaliaram a atividade enzimática responsável pela hidrólise de substratos complexos durante a fase anaeróbia de um reator em batelada sequencial em escala plena. Os autores afirmam que a hidrólise da DQO particulada — muito comum em águas residuárias reais — é a etapa limitante para a bioconversão de substratos complexos. Eles observaram que grânulos aeróbios apresentam atividades de β -glicosidase, α -glicosidase, lipase e protease. De acordo com esses autores, o lodo floculento apresenta maior atividade hidrolítica quando comparado ao lodo granular.

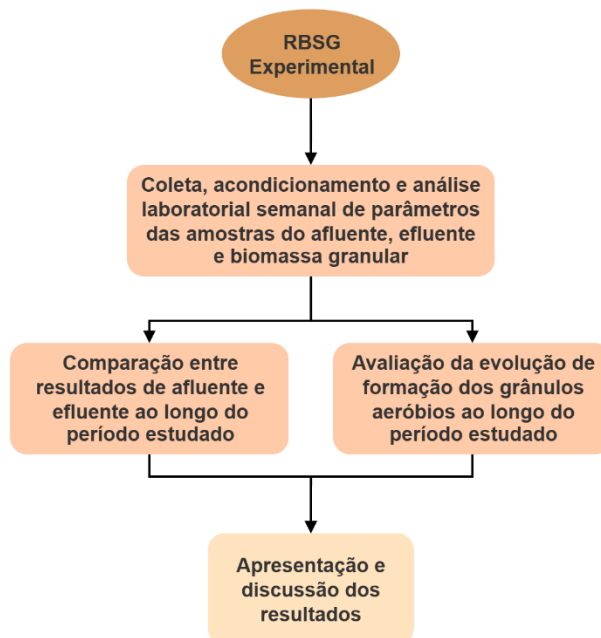
Embora se possa observar avanço nos estudos das características e funcionalidades da matriz de EPS no contexto da biomassa granular, a sua relação com a estabilidade da atividade biológica e correlação com as condições operacionais em RBSG ainda necessitam melhor compreensão (TAY *et al.*, 2001b; XAVIER, 2021).

3 METODOLOGIA

O presente trabalho foi realizado no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasoso (LABEFLU) e no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (ENS/UFSC), e conta com dados e metodologia componentes de pesquisa de mestrado visando avaliar a atividade enzimática no EPS da biomassa granular de um RBSG experimental.

Para atender ao objetivo do trabalho, foi estabelecida metodologia de pesquisa conforme ilustrado no fluxograma da Figura 4.

Figura 4 – Fluxograma metodológico.



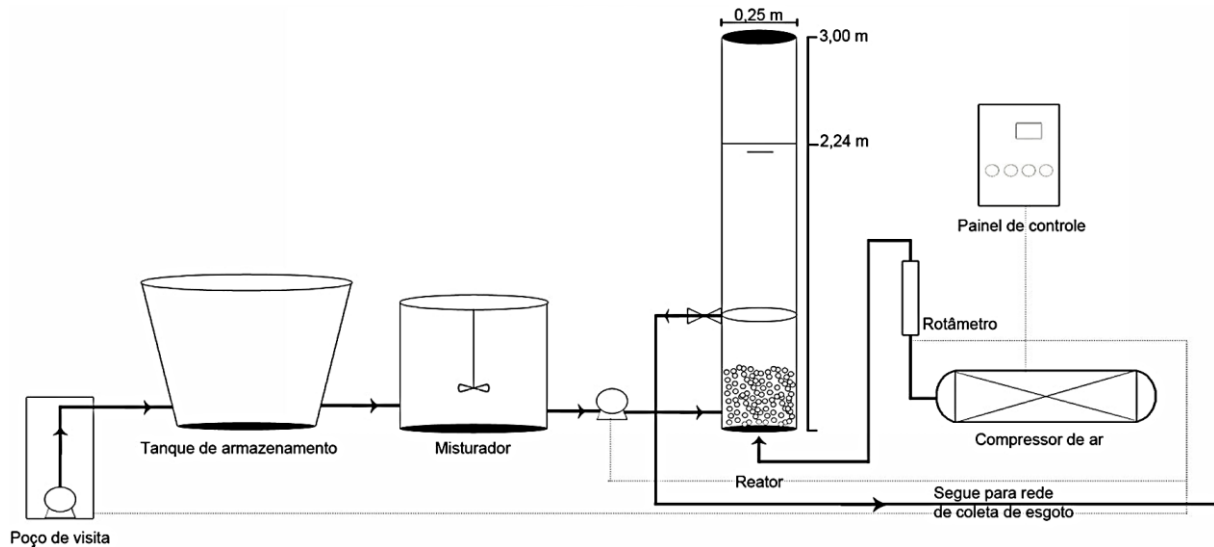
A seguir serão descritos o sistema experimental (RBSG em escala piloto) e a metodologia de monitoramento e análise laboratorial das amostras do esgoto sanitário, do efluente tratado e da biomassa granular aeróbia.

3.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

Instalado no Laboratório Experimental de Tratamento de Águas (LETA), o RBSG piloto integra um sistema operacional que também conta com: painel de comandos elétricos programável; ponto de captação de esgoto bruto e poço de visita da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN); bomba submersa de alimentação do tanque de armazenamento; tanque de armazenamento do esgoto bruto; tanque intermediário com misturador; bomba

helicoidal de alimentação do reator; compressor de ar; rotâmetro para medição da vazão de ar, e válvula solenoide para descarte do efluente. Na Figura 5 é possível visualizar esse sistema esquematizado em sua atual configuração.

Figura 5 – Esquema da configuração do sistema experimental de tratamento de esgoto.



Fonte: Adaptado de Costa, 2021.

O afluente é captado diretamente da rede pública e coleta de esgoto da CASAN, no trecho localizado no bairro Pantanal, arredores da UFSC de Florianópolis, Santa Catarina. Uma bomba submersa (monofásica Schneider, BSC-94, 3/4 CV, 60 Hz) instalada no poço de visita direciona o esgoto ao tanque de armazenamento de 5 m³ localizado no exterior do LETA, que em seguida, por gravidade, é direcionado para o tanque intermediário de armazenamento de 1 m³, com um misturador mecânico vertical (motor elétrico, 1750 rpm, 60 Hz) e sistema de recirculação com o tanque a montante. O bombeamento para o reator é realizado por uma bomba seca helicoidal (Netzsch/Nemo® 015 BY 01L 06B), uma vez a cada ciclo, na fase de enchimento.

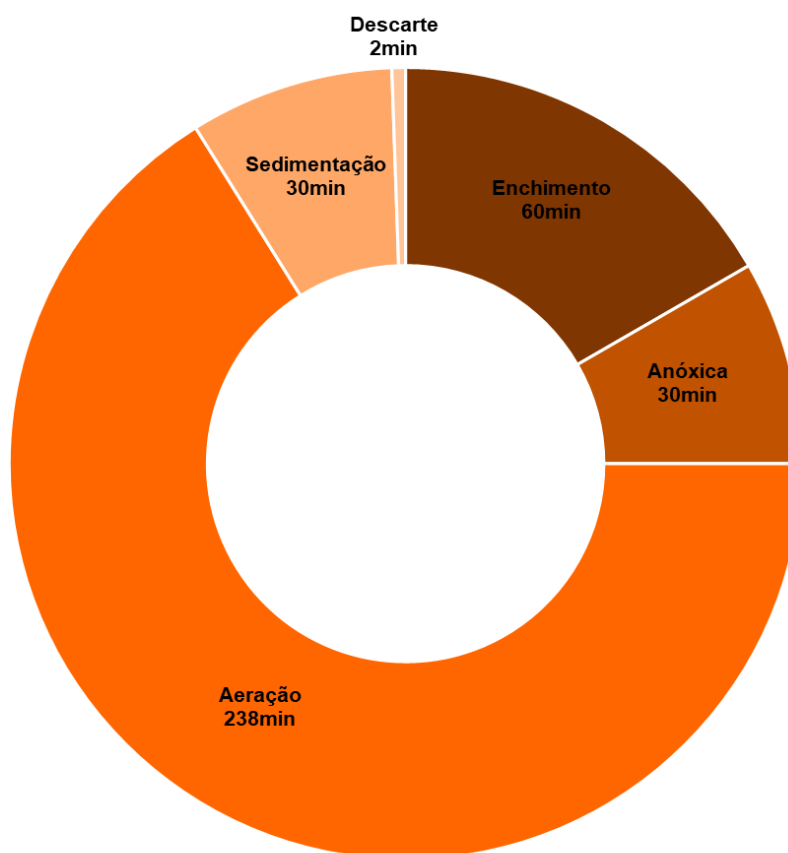
O reator experimental tem formato cilíndrico, construído em acrílico transparente, de 3 m de altura e diâmetro interno de 0,25 m. Em termos de volume útil, o efluente e licor misto ocupam até 110 L, correspondente a uma altura útil de 2,24 m. Na fase de aeração, é efetuada a injeção de ar constante por membrana difusora localizada na parte inferior do reator, em que o sistema dispõe de dois compressores (Wayne Wetzel, modelo WV 15, 230L, 3, e Schulz®, modelo CSL 20/200), que se revezam. O sistema funciona automaticamente, mas o acompanhamento e controle das ações de cada fase do ciclo é realizado pelo painel de comandos elétricos, que dispõe de controlador lógico programável (Siemens), e permite definir a duração de cada fase do ciclo, e acionar e desligar os compressores de ar e as bombas.

Findado cada ciclo, o descarte do efluente tratado se dá por gravidade através de uma válvula solenoide (Danfoss, EV220B 3/4"), e segue para a rede coletora de esgoto, a jusante.

3.1.1 Operação do sistema experimental

O período total definido para o ciclo operacional do RBSG piloto foi de 6 horas, dividido em 5 fases, como ilustradas na Figura 6. A fase de enchimento dura 60 min, e o efluente bruto preenche o reator em fluxo ascensional, permitindo maior contato com a biomassa granular concentrada no fundo. Após, na primeira fase de reação, a anóxica, o efluente permanece em repouso pela maior parte dos seus 30 minutos de duração, com exceção de dois pulsos de ar de duração de 15 segundos, que promovem breve agitação do conteúdo no cilindro. Em seguida, por 238 min, ocorre a segunda fase de reação, a aeração, que conta com constante injeção de ar no reator. Posteriormente, acontece a sedimentação da biomassa e decantação do efluente tratado por 30 min, para então suceder o seu descarte nos 2 minutos finais.

Figura 6 – Fases operacionais do ciclo de funcionamento do RBSG piloto.



Para a presente pesquisa, a escolha de enchimento anaeróbio seguido de uma fase anóxica buscou favorecer no sistema a remoção biológica de fósforo, já que esse procedimento

favorece a seleção de organismos acumuladores de fósforo e a remoção anóxica de fósforo, dessa forma utilizando o nitrato residual da batelada anterior como aceptor de elétrons no lugar do oxigênio molecular (O_2). Além disso, há uma redução constatada de consumo energético, produção de lodo e da competição entre organismos oxidantes estritos (DE KREUK & VAN LOOSDRECHT, 2006).

3.1.2 Monitoramento do sistema experimental

Para atender aos objetivos propostos, foi realizado o monitoramento do processo de granulação natural e simultaneamente o perfil de eficiência de tratamento do RBSG piloto. O acompanhamento e coleta de dados semanais teve início em 20 de agosto do presente ano, e fim no dia 29 de outubro.

A inoculação do reator foi realizada logo prévio ao início da campanha, com um volume de 10 L de licor misto proveniente do reator aeróbio que compõe a ETE da Lagoa da Conceição, administrada e operada pela CASAN, em Florianópolis, SC. O inóculo apresentou concentração de ST de $3,7 \text{ g.L}^{-1}$.

3.1.3 Análises físico-químicas

Para observar a evolução da eficiência de tratamento do reator ao longo do período estudado, foram realizadas amostragens semanais do esgoto sanitário (entrada do reator), do licor misto (mistura da biomassa granular e efluente retirada durante o processo de aeração) e do efluente tratado (saída do reator). Os parâmetros analisados estão descritos no Quadro 1, que também apresenta as metodologias de ensaios laboratoriais empregadas para quantificá-los. As coletas e condicionamento das amostras seguiram o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras da Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA, 2011), enquanto as análises de parâmetros obedeceram ao descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Destaca-se ainda que na data da última amostragem realizada para a coleta de dados do presente trabalho, foi realizado o acompanhamento de um ciclo padrão completo, em que foram colhidas amostras em múltiplos marcos ao longo dele, para verificar a variação da concentração de alguns dos parâmetros durante cada uma das fases do tratamento.

Quadro 1 – Análises físico-químicas e métodos empregados no monitoramento do RBSG piloto.

Parâmetros	Amostras	Métodos
Oxigênio Dissolvido (OD)	Medição de um ciclo completo	Sonda multiparâmetro (YSI PRO1020)
Potencial Hidrogeniônico (pH)		
Temperatura (T)		
Nitrogênio Amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$)	Entrada e saída do reator	Método colorimétrico de Nessler. Standard Methods 4500-NH ₃ B e C
Nitrito expresso como nitrogênio ($\text{NO}_2^-\text{-N}$)		Método colorimétrico de Alfanaftilamina. Standard Methods 4500B
Nitrato expresso como nitrogênio ($\text{NO}_3^-\text{-N}$)		Método colorimétrico da brucina. Standard Methods 419D
Fosfato expresso como fósforo ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)		Método molybdovanadato. Standard Methods 4500PC
Demanda Química de Oxigênio Solúvel (DQO _S) e Total (DQO _T)		Método do refluxo fechado. Standard Methods 5220D
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})		Manométrico, 5 dias a 20°C (HACH®, BOD TRACK). Standard Methods 5210D
Óleos e graxas		Método gravimétrico. Standard Methods 5520
Sólidos totais (ST)	Licor misto	Método gravimétrico. Standard Methods 2540
Sólidos fixos (SF)		
Sólidos voláteis (SV)		
Turbidez	Saída do reator	Método nefelométrico. Standard Methods 2130

A eficiência de remoção das variáveis $\text{NH}_4^+\text{-N}$, DQO_S, DQO_T, DBO_{5,20}, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, e óleos e graxas foi calculada através do emprego da Equação (1).

$$E_R = \frac{(C_E - C_S).100}{C_E} \quad (1)$$

onde,

E_R = Eficiência de remoção (%)

C_E = Concentração do parâmetro no efluente bruto (mg.L^{-1})

C_S = Concentração do parâmetro no efluente tratado (mg.L^{-1})

Complementarmente, os valores encontrados serão comparados aos atos normativos que estabelecem condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores no país. De abrangência nacional, foi consultada a Resolução nº 430/2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2011), enquanto que a nível estadual

seguiu-se o promulgado na Resolução nº 181/2021, do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA) (SANTA CATARINA, 2021).

3.1.4 Avaliação da biomassa granular

Para avaliar a evolução do bioprocesso de granulação aeróbia, foram levantadas as características da biomassa granular ao longo do período de monitoramento, em que foram coletadas amostras do licor misto do reator e empregados as seguintes medições: análise granulométrica por peneiramento, observações via microscópio ótico, aferição do Índice Volumétrico de Lodo (IVL). Ainda, pontualmente, para analisar a atividade enzimática nas amostras, foi extraída a EPS e a partir dela mediu-se a hidrólise de gordura através de ensaios com *para*-nitrofenil palmitato (*p*-NPP).

3.1.4.1 Granulometria

O método da análise granulométrica por peneiramento (LAGUNA, 1999) consiste na disposição de múltiplas peneiras de inox de diferentes malhas — 100, 212, 300, 400, 600 μm — em ordem decrescente de permeabilidade de cima para baixo, em que por último é posicionado um recipiente para coletar as partículas menores que a menor abertura. A fim de evitar colmatção, são misturados 200 mL do licor misto a 800 mL de água destilada, e então despejada sobre a torre de peneiras. Posteriormente, a biomassa retida em cada malha é retirada por retro lavagem, filtrada em membrana de acetato de celulose de 0,45 μm , e secas por 24 h em estufa a 105°C.

3.1.4.2 Microscopia ótica

Por meio da microscopia ótica, foi realizado o monitoramento e registro dos grânulos contidos no licor misto. Essa observação permitiu verificar a diversidade morfológica dos agregados nas amostras e indícios visuais de formação de EPS e de estruturas granulares ou filamentosas ao longo do período de acompanhamento. Deu-se atenção a características como tamanho, aparente densidade e aparente formato e regularidade das estruturas examinadas. Esta análise foi realizada quinzenalmente, com microscópio ótico da marca Olympus BX-40.

3.1.4.3 IVL

Foi analisada a variação do IVL ao longo da campanha de monitoramento, de modo a avaliar a sedimentabilidade da biomassa granular. A aferição seguiu adaptação da metodologia de Schwarzenbeck *et al.* (2004), que calcula esse parâmetro segundo a Equação (2):

$$IVL_t = \frac{(V_{SED}) \cdot 100}{ST} \quad (2)$$

em que,

IVL = Índice Volumétrico de Lodo ($\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$)

t = tempo de sedimentação (min)

V_{SED} = Volume de lodo sedimentado após período de repouso de 30 min ($\text{mL} \cdot \text{L}^{-1}$)

ST = Sólidos totais ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

No presente estudo, a medição da sedimentação foi feita em cone Imhoff, de 1 L, em que foram aferidos os volumes referentes aos tempos de 5, 10 e 30 min. Ainda, optou-se pelo uso de ST em lugar de sólidos suspensos totais (SST), originalmente utilizado na determinação do IVL , considerando a relativa dificuldade e dispêndio de tempo e recursos para filtrar o licor misto em estudo, já que contém elevada carga de sólidos suspensos em sua composição e rapidamente colmataria as membranas de filtração.

3.1.4.4 Atividade enzimática

O método de extração de EPS utilizado aqui foi adaptado de Felz *et al.* (2016), utilizando-se 15 g de amostra de lodo granular do reator centrifugada, água destilada no lugar de água desmineralizada – em razão da falta de disponibilidade desta última –, o Na_2CO_3 como reagente suspensor – sua alcalinidade aumenta o pH e promove a ruptura das pontes iônicas da associação do EPS às células –, e aquecimento da mistura de até 60 °C, que após teste preliminares resultou em melhor rendimento das enzimas, sem lise celular excessiva, considerando a sensibilidade da lipase e sua extração. Ao final, o sobrenadante resultante da centrifugação é a EPS desejada.

O ensaio de hidrólise enzimática de p -NPP — apenas consumido pela lipase e esterase — permite por espectrofotometria ler o aumento da absorbância de *para*-nitrofenil (p -NP) (GUPTA *et al.*, 2002). Para tal, são preparadas duas soluções: a primeira de 30 mg de p -NPP dissolvidos em 10 mL de isopropanol, e a segunda de 90 mL de solução *buffer* de fosfato de pH 7,0 mesclada a 500 mg de goma arábica, derivando numa concentração de 790 μM de p -NPP. Mistura-se 1 mL da solução 1 a 9 mL da solução 2 para se obter uma emulsão. Deve-se ao fim incorporar uma medida de EPS a nove da emulsão, para, ao fim, realizar a leitura do produto

no espectrofotômetro. O resultado permite medir a quantidade de atividade enzimática em termos de quantidade de substrato consumido no processo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO

Nesta pesquisa, o esgoto sanitário utilizado no reator experimental é oriundo da rede pública de coleta de esgotos do bairro em que se encontra. Sua composição média dentro das 11 amostragens realizadas ao longo dos 70 dias de monitoramento está descrita na Tabela 1, que também contém os valores médios dos mesmos parâmetros elencados referentes ao efluente de saída e suas correspondentes eficiências de remoção.

Tabela 1 – Desempenho do tratamento do reator piloto observado durante o período de monitoramento.

Variáveis	Unidade	n	Entrada		Saída		Eficiência de remoção (%)
			Média ± D. padrão	Mediana	Média ± D. padrão	Mediana	
DQO_T	mg.L ⁻¹	11	968 ± 342	999	268 ± 256	206	70 ± 25
DQO_S	mg.L ⁻¹	11	339 ± 85	303	118 ± 82	97	65 ± 18
DBO_{5,20}	mg.L ⁻¹	11	595 ± 253	414	56 ± 26	52	89 ± 7
NH₄⁺-N	mg.L ⁻¹	11	87,0 ± 12,4	84	51,6 ± 21,3	58	43 ± 29
NO₂⁻	mg.L ⁻¹	11	0,27 ± 0,07	0,28	0,08 ± 0,05	0,06	-
NO₃⁻	mg.L ⁻¹	11	2,9 ± 2,5	2,1	41,9 ± 50,6	9,9	-
PO₄³⁻-P	mg.L ⁻¹	11	11,9 ± 3,8	10,3	7,0 ± 2,3	7,3	37 ± 23
Óleos e graxas	mg.L ⁻¹	11	17,8 ± 13,1	12,8	4,5 ± 2,9	4,4	65 ± 26
Turbidez	NTU	7	-	-	47,1 ± 18,7	48,1	-

n = número de amostras

As variações observadas para o efluente doméstico justificam-se em razão de diversos possíveis fatores, sendo os principais a flutuação usual do volume e composição do esgoto, e, em épocas chuvosas, quando há diluição devido a infiltrações da água da chuva (detalhada do período de estudo no Quadro 2) e do lençol freático e às ligações irregulares do sistema de drenagem pluvial na tubulação da rede de esgoto.

Quadro 2 – Acompanhamento do regime de chuvas durante o período de monitoramento.

Data da coleta	Semana	Regime de chuva
20/08	0	Dia anterior foi chuvoso
27/08	1	4 dias anteriores foram chuvosos
03/09	2	2 dias anteriores foram chuvosos
10/09	3	Semana anterior foi chuvosa
15/09	4	Sem chuva
24/09	5	Sem chuva
01/10	6	Noite anterior foi chuvosa

Data da coleta	Semana	Regime de chuva
08/10	7	Sem chuva
15/10	8	Sem chuva
22/10	9	Sem chuva
29/10	10	2 dias anteriores foram chuvosos

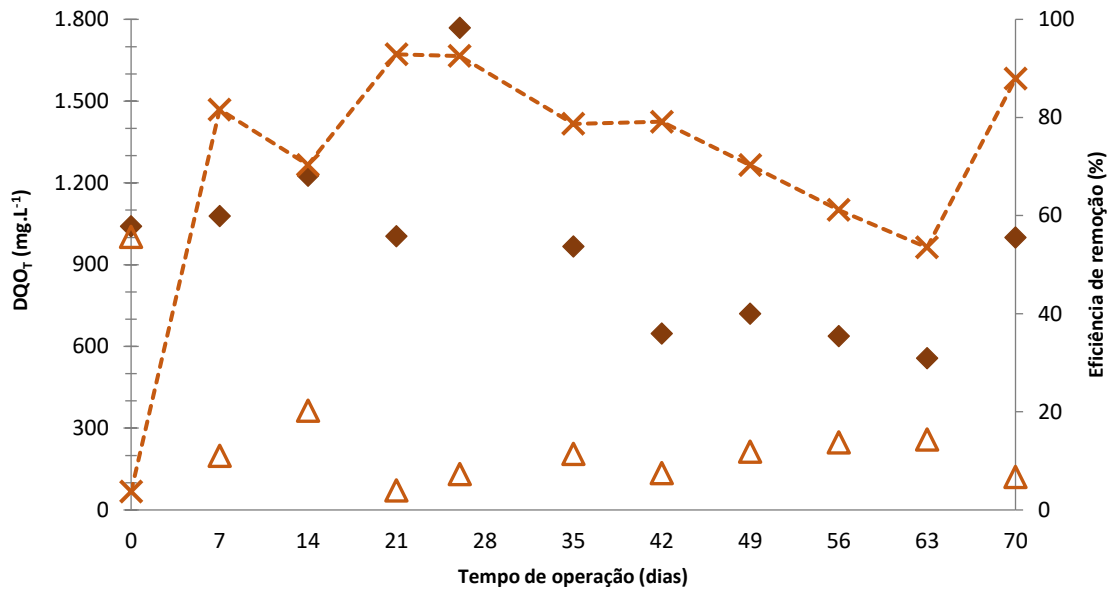
4.1.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea

Os parâmetros de DQO e DBO representam a dinâmica da matéria orgânica no RBSG em termos de variação na concentração entre esgoto bruto e efluente tratado. Nas Figura 7, Figura 8 e Figura 9 os gráficos demonstram as concentrações encontradas e o perfil de eficiência de remoção de DQO_T, DQO_S e DBO_{5,20}, respectivamente, ao longo da formação e estabilização do grânulos dentro de 70 dias de operação do reator.

Em relação à DQO_T e DQO_S, as eficiências observadas no primeiro dia de monitoramento são as mais baixas registradas no período de estudo, 3,7% e 19,3%, respectivamente. Na amostragem seguinte ocorre um salto para valores mais próximos do esperado, de 81,6% e 80,0%, nesta ordem, para DQO_T e DQO_S.

Especificamente para DQO_T, em síntese, a média dos teores encontrados para o efluente tratado foi de 968 mg.L⁻¹, – considerada elevada, segundo Von Sperling (2002) – e eficiência média de 70,2%. Pode-se observar que no primeiro mês de monitoramento a variância das concentrações de saída é mais pronunciada que a partir do 35º dia, e ainda que a partir do 21º dia houve uma gradual queda de eficiência, que por fim apresentou um acentuado crescimento no último dia de amostragem. Nas amostras de efluente bruto, foi observado alto teor de partículas e sólidos suspensos, que podem ter contribuído para os valores mais elevados constatados até a sexta semana, em que foi desligado o misturador dentro do tanque de armazenamento do sistema experimental. Além disso, a ausência de tratamento preliminar no sistema piloto tem efeito no quantitativo de sólidos presente no esgoto a ser tratado. Para alguns dos demais parâmetros, é possível observar comportamento similar ao da DQO_T.

Figura 7 – Concentrações de DQO_T: entrada (♦), saída (Δ) e eficiência de remoção (×).



Já para a DQO_S os resultados apontam para números mais constantes e concentração média de 118 mg.L⁻¹, sendo o teor encontrado no primeiro dia de monitoramento o maior e mais contrastante dos demais. A eficiência média foi de 65%, e, semelhante aos resultados do total, a parcela solúvel apresentou uma queda na eficiência de remoção, mas a partir da sexta semana. Em contrapartida, destaca-se que a porção solúvel foi menos degradada que a porção total.

Figura 8 – Concentrações de DQO_S: entrada (♦), saída (Δ), e eficiência de remoção (×).

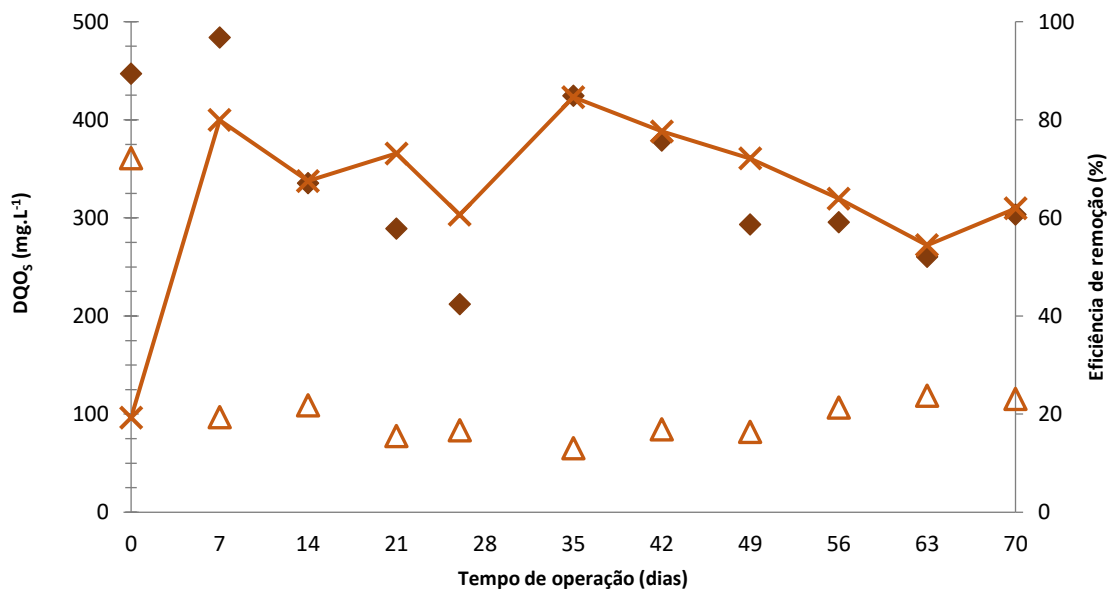
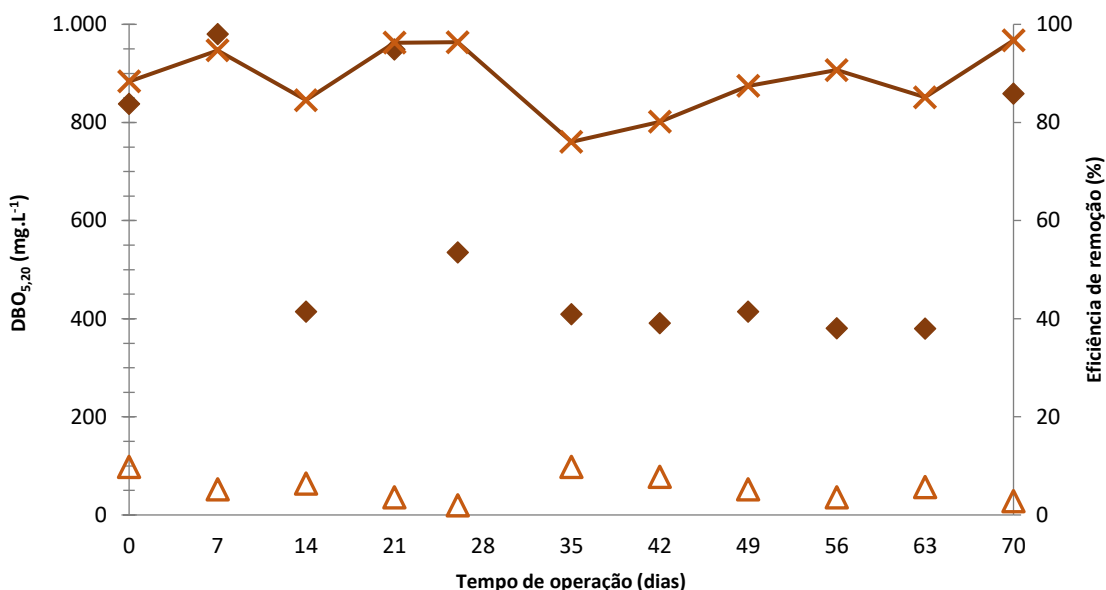


Figura 9 – Concentrações de $\text{DBO}_{5,20}$: entrada ($\blacklozenge$), saída ($\triangle$), e eficiência de remoção ($\times$).



Os teores de $\text{DBO}_{5,20}$ no efluente bruto mostram maior uniformidade a partir da coleta do dia 35. Quanto à eficiência de remoção, conta com uma média de 88,8%, a mais alta entre as variáveis estudadas, em que a divergência entre as médias de entrada e saída vai de 595 mg.L^{-1} a 56 mg.L^{-1} . Tais valores estão de acordo com a legislação estadual, pela Resolução CONSEMA nº181/2021, que limita a concentração para lançamento a 60 mg.L^{-1} , ou remoção de pelo menos 80%, sem que o despejo altere as características do corpo receptor (SANTA CATARINA, 2021). A Resolução CONAMA nº 430/2011, por sua vez, é menos restrita, e permite o lançamento com remoção mínima de 60% (BRASIL, 2011). Não existem valores máximos de DQO definidos nessas legislações.

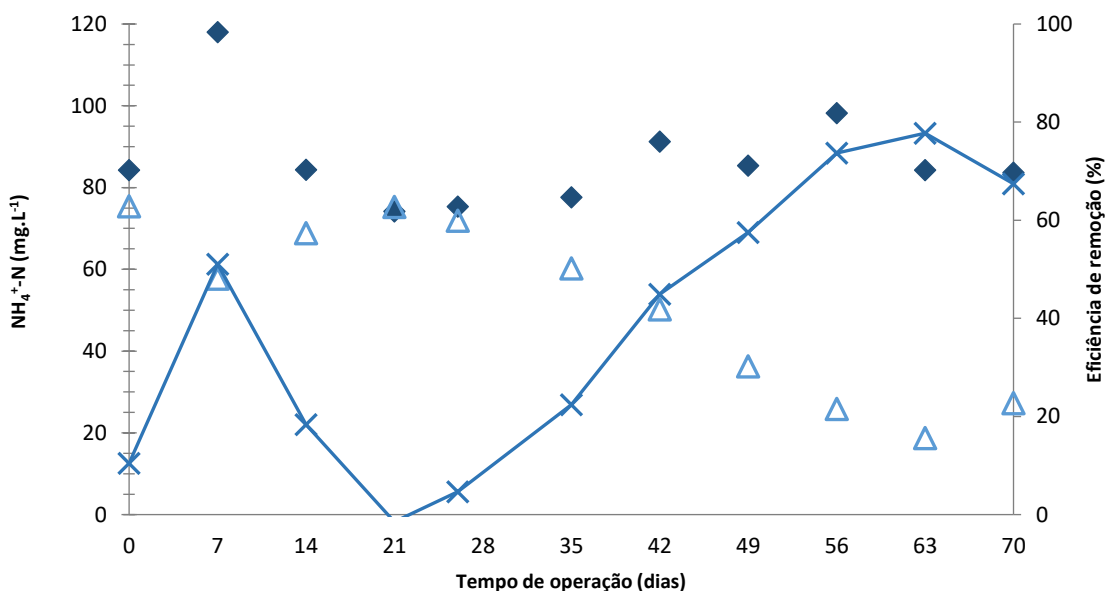
4.1.2 Série nitrogenada

Na Figura 10 estão dispostos no gráfico os valores encontrados para o nitrogênio amoniacal. A média encontrada para o efluente bruto foi de $87,0 \text{ mg.L}^{-1}$, mas é possível observar na segunda semana de monitoramento um pico de $118,0 \text{ mg.L}^{-1}$ na concentração, enquanto nas demais amostras os teores encontrados variam entre $74,2$ e $98,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Quanto aos teores do efluente tratado, estes flutuaram entre $75,4$ e $57,8 \text{ mg.L}^{-1}$ nas primeiras 4 semanas, até que decaíram gradativamente até a coleta do 63º dia, atingindo o menor valor registrado de $18,75 \text{ mg.L}^{-1}$. A eficiência apresenta tendência de crescimento a partir da quarta semana de monitoramento e progressivamente atingiu 77,7% na amostragem da 10ª semana. Esse comportamento traduz-se numa média de eficiência de apenas 42,8 %, se computadas as 11

amostras. Ao calcular a eficiência apenas a partir do 35º dia (6 amostras), em que o misturador foi desativado, essa média cresce para 57,3%.

Os altos números do nitrogênio amoniacal podem ter influência na eficiência de remoção observada no início da campanha, possivelmente além da capacidade do sistema implementado, e possivelmente as condições operacionais e de imaturidade dos microrganismos nitrificantes não permitiram atingir o necessário para sua remoção (NI *et al.*, 2009). Ainda, embora esperado para o tipo do efluente tratado, os teores elevados de amônia podem ter relação com a atividade humana no bairro a jusante do poço de visita do sistema piloto, também influente nas concentrações de outras variantes estudadas no presente trabalho.

Figura 10 – Concentrações de nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+\text{-N}$): entrada ($\blacklozenge$), saída ($\triangle$), e eficiência de remoção ($\times$).



Nas Figura 11 e Figura 12, estão representadas as concentrações encontradas para Nitrito e Nitrato, para entrada e para saída, respectivamente. No gráfico que retrata o efluente bruto, é possível ver baixa variabilidade para os teores de nitrito, cuja média foi de $0,27 \pm 0,07 \text{ mg.L}^{-1}$, chegando ao auge na última coleta, com $2,8 \text{ mg.L}^{-1}$. Observa-se significativa flutuação dos valores de nitrato, de média $2,9 \pm 2,5 \text{ mg.L}^{-1}$, principalmente a partir do 35º dia, onde ocorrem notáveis saltos e quedas nos valores, chegando ao pico de $8,5 \text{ mg.L}^{-1}$. No gráfico correspondente às concentrações da saída do reator, o comportamento observado é bastante similar à entrada, e os picos de NO_2^- e NO_3^- atingem $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e $123,9 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente, no último dia de monitoramento.

Figura 11 – Concentrações de Nitrito (NO_2^-) ($\blacklozenge$) e Nitrato (NO_3^-) ($\blacktriangle$) na entrada.

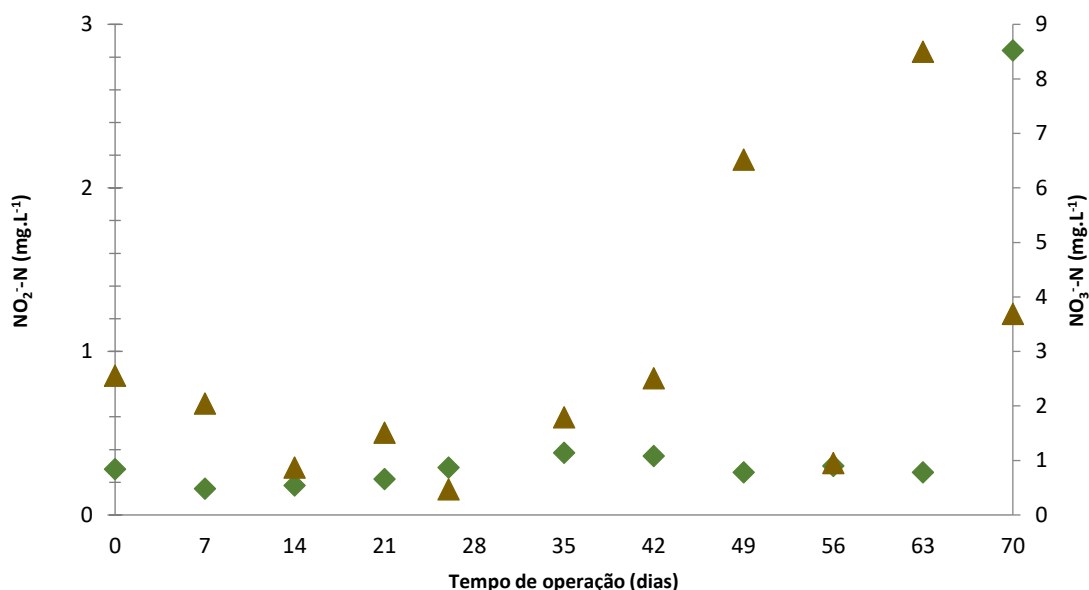
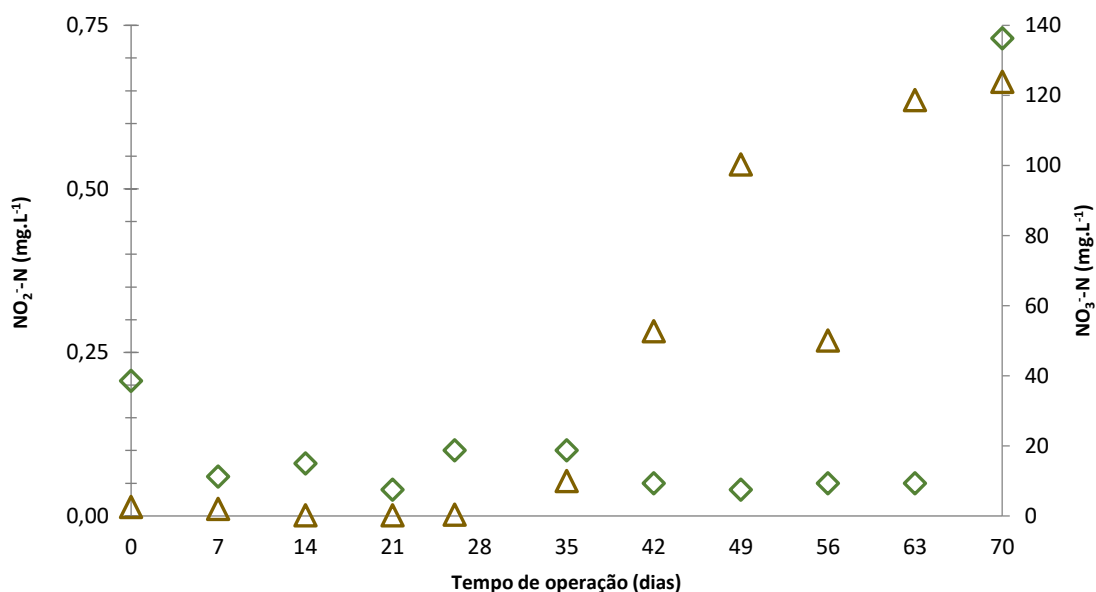


Figura 12 – Concentrações de Nitrito (NO_2^-) ($\diamond$) e Nitrato (NO_3^-) ($\triangle$) na saída.



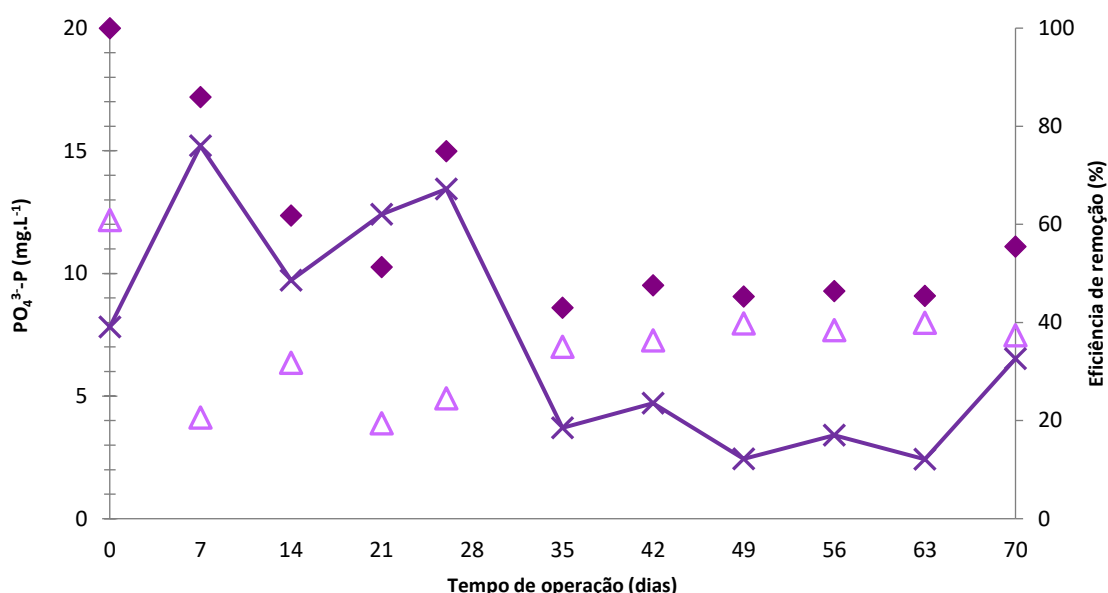
O aumento dos níveis de nitrato produzido ao longo do tempo de estudo mostram uma tendência à seleção de organismos nitrificantes, e poderia ocasionar no acúmulo da substância no lodo granular a ser reutilizado na batelada subsequente, e proporcionar a remoção de fósforo (DE KREUK & VAN LOOSDRECHT, 2006). No entanto, observou-se que os teores de fósforo aumentaram no efluente tratado ao mesmo tempo que o nitrato cresceu.

Ainda, salienta-se que não existem valores máximos de NO_2^- e NO_3^- definido nas legislações consultadas.

4.1.3 Remoção de fósforo

Pelo gráfico de concentrações da Figura 13, é possível constatar uma brusca mudança nos teores de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, tanto para a entrada quanto para a saída do reator. A média das 11 amostras analisadas foi de $11,9 \text{ mg.L}^{-1}$ e $6,98 \text{ mg.L}^{-1}$, nesta ordem. Se considerados apenas os quantitativos a partir da sexta semana de monitoramento, as médias das 6 amostras selecionadas são de $9,4 \text{ mg.L}^{-1}$ e $7,6 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Em relação às eficiências de remoção calculadas, percebe-se a média de 37,2% para toda a companhia, e é, entre os demais parâmetros, o mais aquém em desempenho.

Figura 13 – Concentrações de Fósforo ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$): entrada ($\blacklozenge$), saída ($\triangle$), e eficiência de remoção ($\times$).



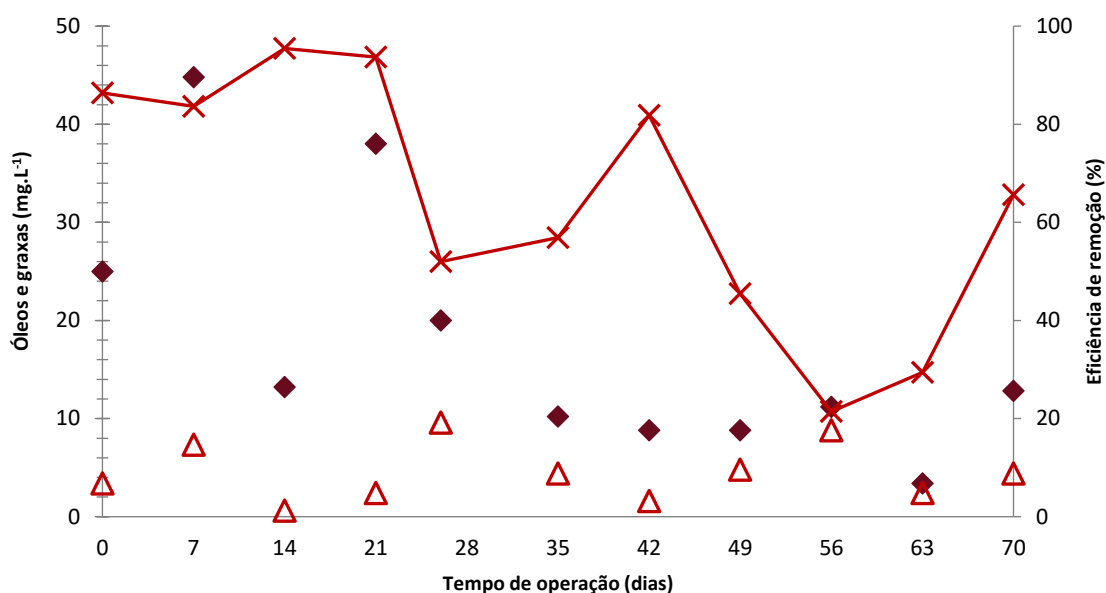
A concentração mais baixa encontrada no efluente tratado foi medida na quarta semana de acompanhamento, de $3,89 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto a eficiência mais alta registrada ocorreu na amostra da segunda semana, com 76,0%. Em exame à legislação estadual, que determina limite de 4 mg.L^{-1} ou mínimo desempenho de 75% de remoção, constata-se que apenas nesses dois dias seriam permitidos os lançamentos em corpos hídricos receptores, e os demais dias estariam inadequados para tal (SANTA CATARINA, 2021).

Há a possibilidade da configuração da fase de reação do reator (anóxica seguida de aeróbia) não estarem calibradas para a seleção de organismos acumuladores de fósforo esperada, pelo menos durante o período de estudo. Possivelmente, um ajuste na operação nessa fase seria benéfico ao desempenho de remoção de fósforo no efluente, como proposto por outros autores (LIU & TAY, 2007; WAGNER & COSTA, 2015; XAVIER, 2021).

4.1.4 Remoção de óleos e graxas

O comportamento observado na Figura 14, indica considerável oscilação nos níveis de eficiência do tratamento para a variável. O menor valor medido do efluente tratado foi o do 14º dia, com $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$, e o maior valor medido, de $9,6 \text{ mg.L}^{-1}$, refere-se ao 26º dia. Isso significa que, em acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011, esse parâmetro atinge valores aceitáveis para lançamento, por estar abaixo de 20 mg.L^{-1} . Também se observa que na maior parte das amostragens do efluente bruto, os níveis estavam abaixo desse valor (BRASIL, 2011). No contexto da eficiência de remoção, encontrou-se uma média de $64,7\% \pm 25,7\%$.

Figura 14 – Concentrações de Óleos e graxas: entrada ($\blacklozenge$), saída ($\triangle$), e eficiência de remoção ($\times$).



4.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DO REATOR

A seguir se apresentam os perfis dos parâmetros físico-químicos correspondentes a uma batelada de tratamento (ciclo do reator). Na Figura 15 estão dispostos os valores de pH, OD e T, coletados automaticamente via sonda multiparâmetro inserida no reator. Já na Tabela 2, estão elencadas as médias calculadas para cada fase do ciclo.

Figura 15 – Perfil de pH, temperatura e oxigênio dissolvido ao longo de ciclo do reator experimental.

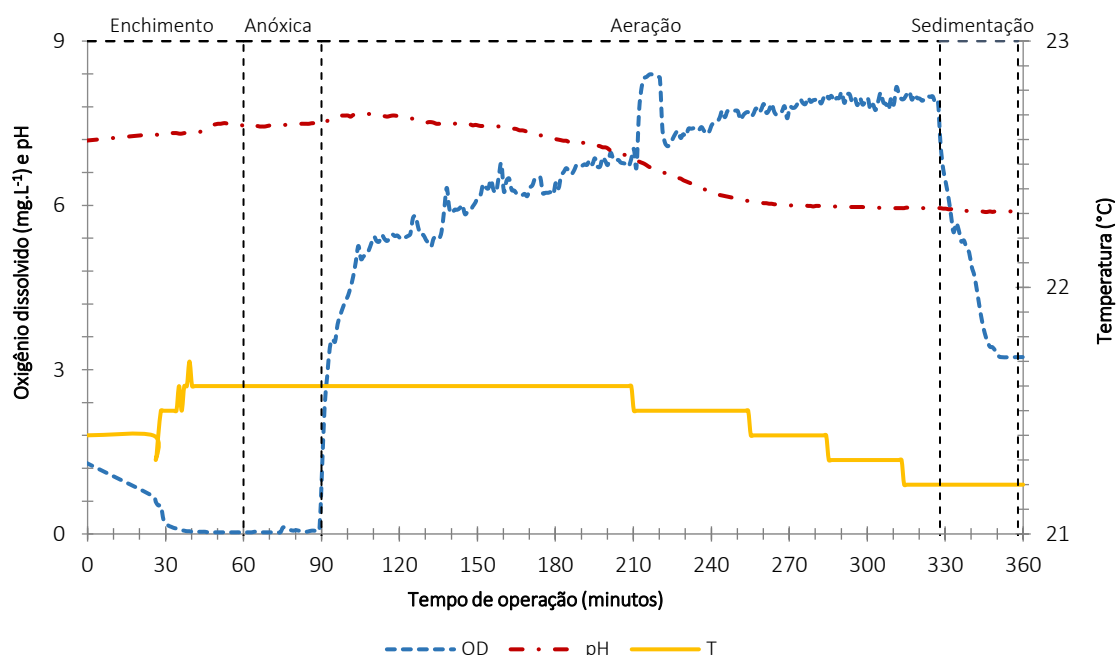


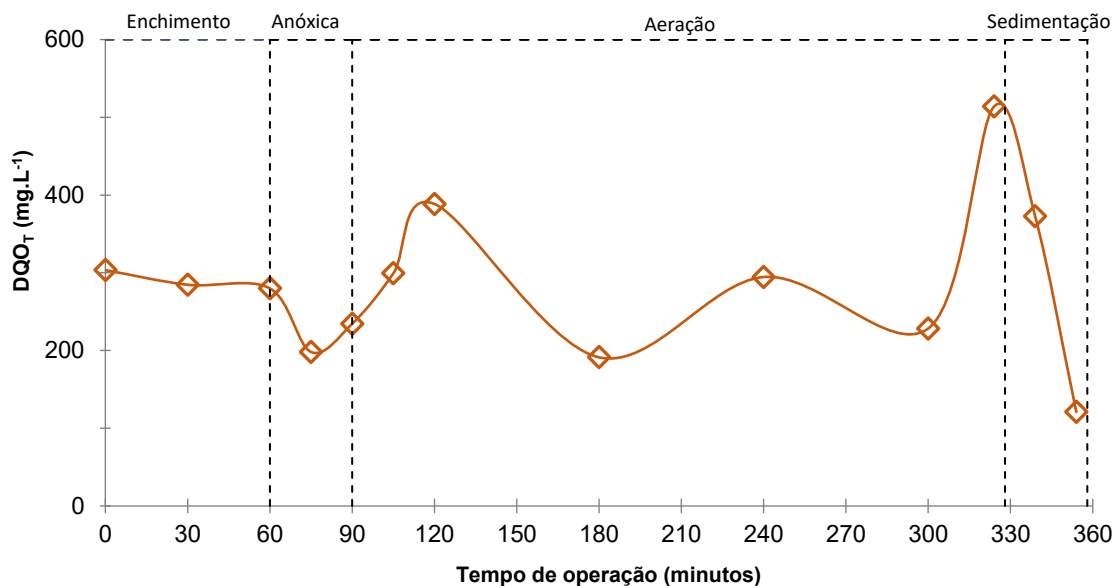
Tabela 2 – Médias de OD, pH e T de cada fase de um ciclo completo do reator experimental.

Fase	OD (mg.L ⁻¹)	pH	T (°C)
Enchimento	0,15	7,38	21,6
Anóxica	0,09	7,47	21,6
Aeração	6,81	6,77	21,5
Sedimentação	4,67	5,90	21,2

Constata-se uma baixa variação da temperatura do início ao fim do ciclo, em que atingiu a mínima de 21,2 °C e máxima de 21,7 °C. Para o pH, observa-se uma tendência à queda em meio à fase de aeração da reação no reator, que pode estar relacionada com a nitrificação, em que os íons H^+ são formados neste processo, acidificando o meio. Quanto ao OD, este oscilou ao longo de todas as fases, chegando aos níveis mais baixos durante a segunda metade do período de enchimento e durante a completude da fase anóxica, variando entre 0,03 e 0,69 mg.L⁻¹. Durante a fase de aeração, atingiu o pico de 8,39 mg.L⁻¹, no minuto 217. Por fim, na fase de sedimentação, decai gradativamente em teor até 3,23 mg.L⁻¹.

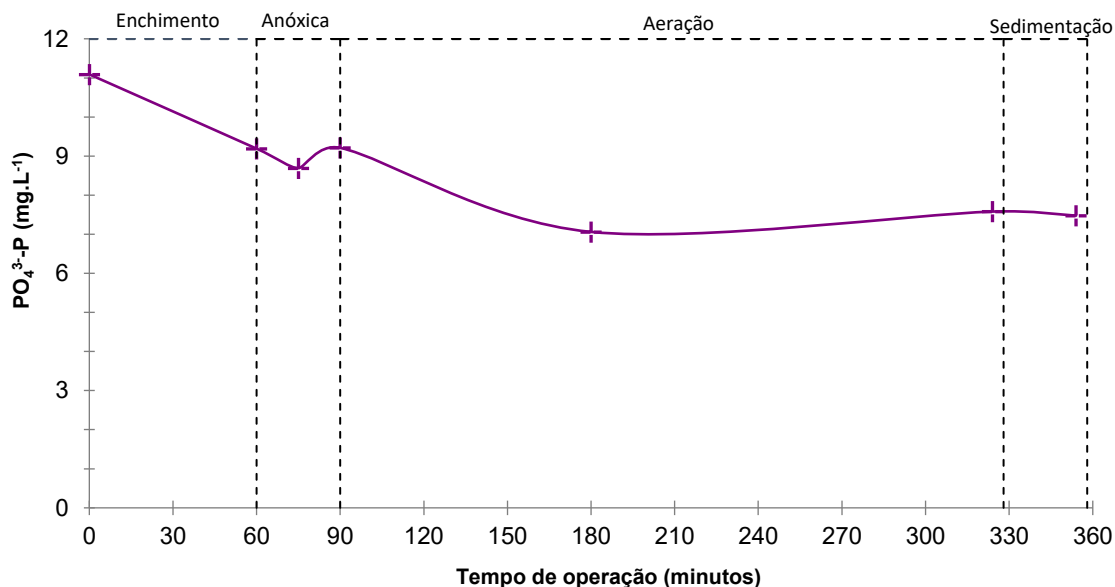
A análise do perfil de DQO_T contou com 14 amostragens (Figura 16), e aponta queda durante o enchimento e fase anóxica, de 303,4 mg.L⁻¹ para 198,1 mg.L⁻¹. Na fase de aeração sofre oscilação, em que atinge mínima de 191,2 mg.L⁻¹, e ao final pico de 513,8 mg.L⁻¹. Durante a sedimentação volta a decrescer, até sua menor concentração, de 120,9 mg.L⁻¹.

Figura 16 – Perfil de DQO_T ao longo de ciclo do reator experimental.



O perfil traçado para a variação de $PO_4^{3-}\text{-P}$ contou com 7 marcos de tempo, distribuídos nas 5 fases do reator (Figura 17). Fica clara a tendência de redução entre o ponto de entrada e de saída do reator, de $11,1 \text{ mg.L}^{-1}$ até $7,48 \text{ mg.L}^{-1}$, embora no minuto 180 o teor registrado seja menor que o do efluente tratado, de $7,06 \text{ mg.L}^{-1}$.

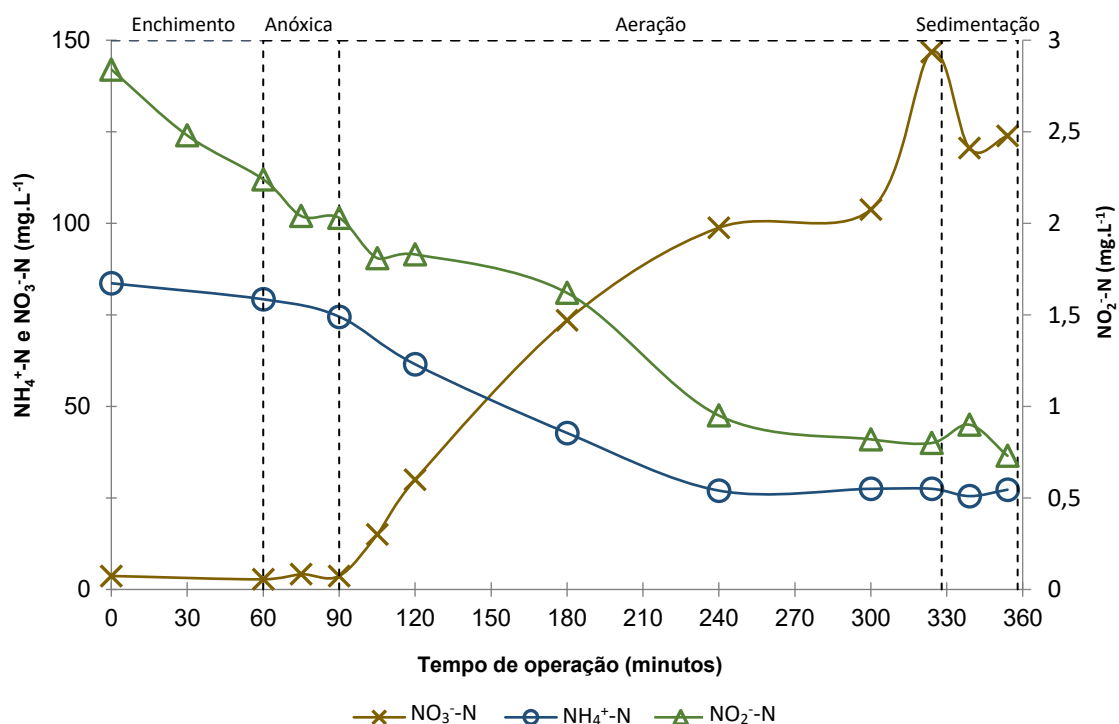
Figura 17 – Perfil de $PO_4^{3-}\text{-P}$ ao longo de ciclo do reator experimental.



Apesar da remoção de fósforo observada, não há indicação que possa ter ocorrido devido ao processo de remoção biológica aprimorada de fósforo (EBPR), ou seja, aquela mediada pelos organismos acumuladores de fosfato.

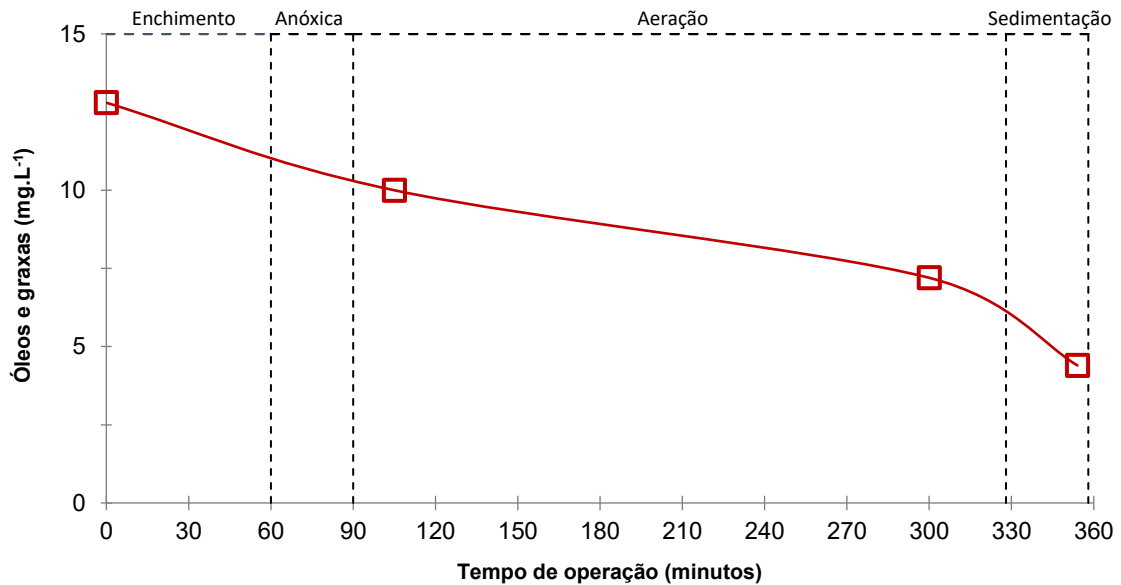
Quanto ao bioprocesso de nitrificação e desnitrificação, observa-se durante o ciclo (Figura 18) constante decréscimo do $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e $\text{NO}_2^-\text{-N}$, e opostamente o aumento dos teores de $\text{NO}_3^-\text{-N}$, constatando-se comportamento condizente com o esperado para o processo de nitrificação.

Figura 18 – Perfil de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (o), $\text{NO}_2^-\text{-N}$ (Δ) e $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ($\times$) ao longo de ciclo do reator experimental.



Por fim, a partir da Figura 19, é verificado na medição dos quatro pontos de coleta estabelecidos que o comportamento dos óleos e graxas durante o tratamento no RBSG experimental é de declínio, e varia de $12,8 \text{ mg.L}^{-1}$ na entrada, para $10,0 \text{ mg.L}^{-1}$ no minuto 120, para $7,2 \text{ mg.L}^{-1}$ no marco de 300 min, e por fim resulta em $4,4 \text{ mg.L}^{-1}$, no efluente tratado.

Figura 19 – Perfil de óleos e graxas ao longo de ciclo do reator experimental.

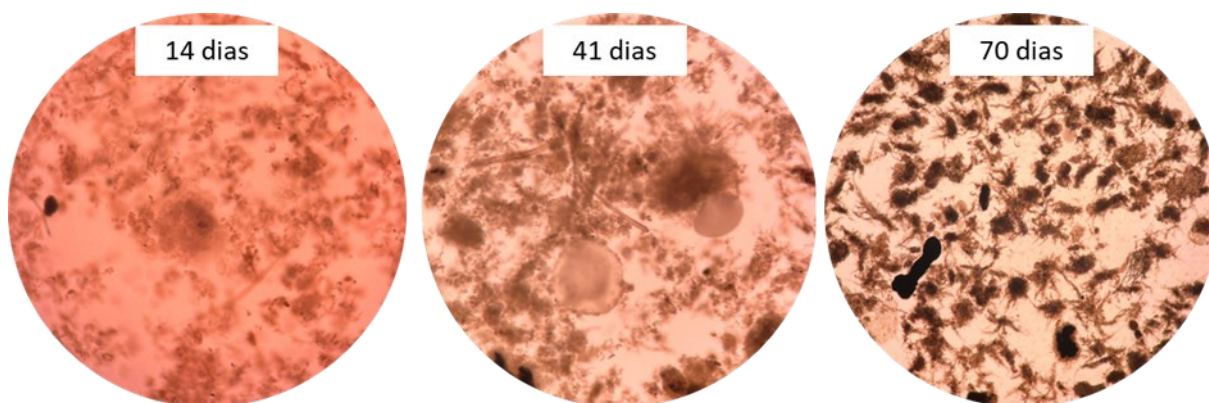


4.3 CARACTERIZAÇÃO DA BIOMASSA GRANULAR

A biomassa granular foi monitorada durante 70 dias de operação. Análises de microscopia ótica puderam revelar que a morfologia da biomassa foi-se alterando no decorrer do processo.

De acordo com a Figura 20 é possível observar o início do processo, aos 14 dias de operação, quando a biomassa ainda se encontrava na forma de flocos dispersos. Já aos 41 dias de operação nota-se a formação de uma massa esbranquiçada entre os flocos, podendo ser indicativo de produção de EPS para a formação de grânulos aeróbios. Aos 70 dias de operação, foram percebidas estruturas que tendem às granulares, entretanto com muitos filamentos. Reconhece-se uma concordância com os resultados de granulometria no subitem 4.3.1, de que a fração filamentosa da biomassa prevaleceu durante a campanha de monitoramento.

Figura 20 – Evolução da formação dos grânulos do reator referente à 14, 41 e 70 dias de operação, através de imagens de microscopia ótica com ampliação de 40 vezes.



Ainda assim, a evolução de agrupamento dos grânulos é comprovada, e é possível associar o fato aos resultados satisfatórios de remoção de DQO, DBO e NH_4^+ , observados nos subitens 0 e 4.1.2. No mesmo contexto, em contrapartida, é plausível afirmar que a baixa remoção de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (subitem 4.1.3) também estaria associada a este comportamento.

Quanto à morfologia dos grânulos, esta também se associa à velocidade de sedimentação do lodo e ao volume que ocupa no reator. Um indicador de uma boa evolução do processo de biogranulação é a averiguação de IVLs cada vez mais baixos, fruto de velocidades de sedimentação crescentes. Em outras palavras, quanto mais próxima da conformidade granular, menor o IVL encontrado, não porque há uma menor quantidade de biomassa, mas sim uma conformação dos microrganismos agregados que os decanta mais eficientemente, já que microrganismos melhor agrupados resultam em sedimentação mais rápida.

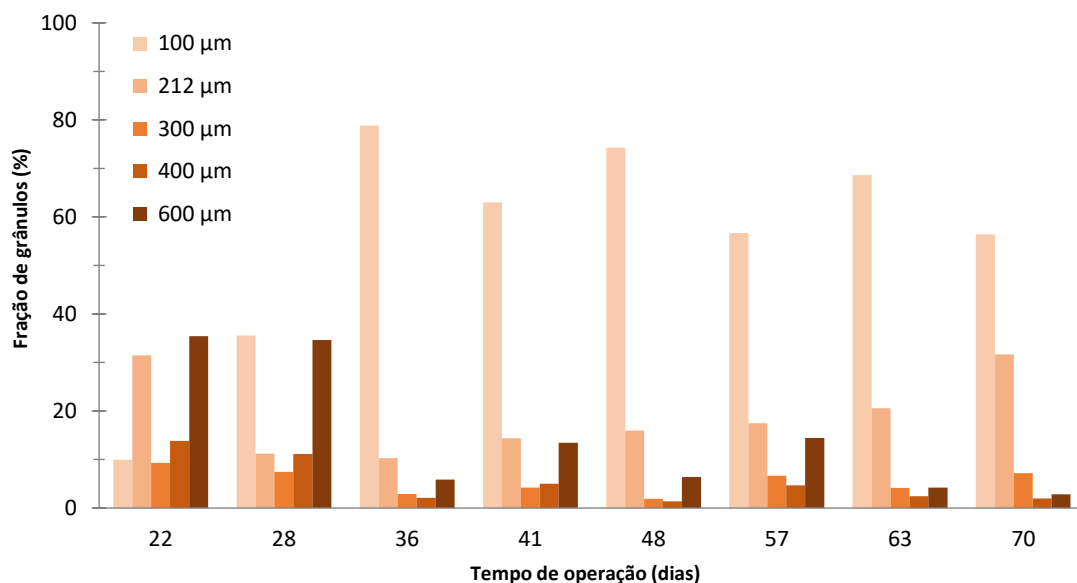
4.3.1 Granulometria

Alguns parâmetros quantitativos também descrevem um grânulo aeróbio e seu grau de desenvolvimento. Em umas das teorias, foi definido que a biomassa aeróbia é considerada granular quando pelo menos 50% das partículas microbianas apresentam diâmetros superiores a 200 μm (DE KREUK; PRONK; VAN LOOSDRECHT, 2005; LIU *et al.*, 2010).

A Figura 21 apresenta o perfil de granulometria da biomassa acompanhada durante os 70 dias de operação. Percebe-se que a fração de grânulos menores ou iguais a 212 μm aumenta durante todo o monitoramento – até atingir aproximados 90% do total –, enquanto o comportamento da porção $>212 \mu\text{m}$ segue uma tendência de decréscimo no primeiro mês – 58,6% indo para 53,2% –, e então nos dias restantes um comportamento oscilatório, em que

subiu para 25,8% no 57º dia, sem superar os valores da outra fração. Isto indica baixa relação às teorias que indicam o percentual mínimo para a formação de grânulos.

Figura 21 – Comparação dos resultados de granulometria por peneiramento ao longo do período de estudo.

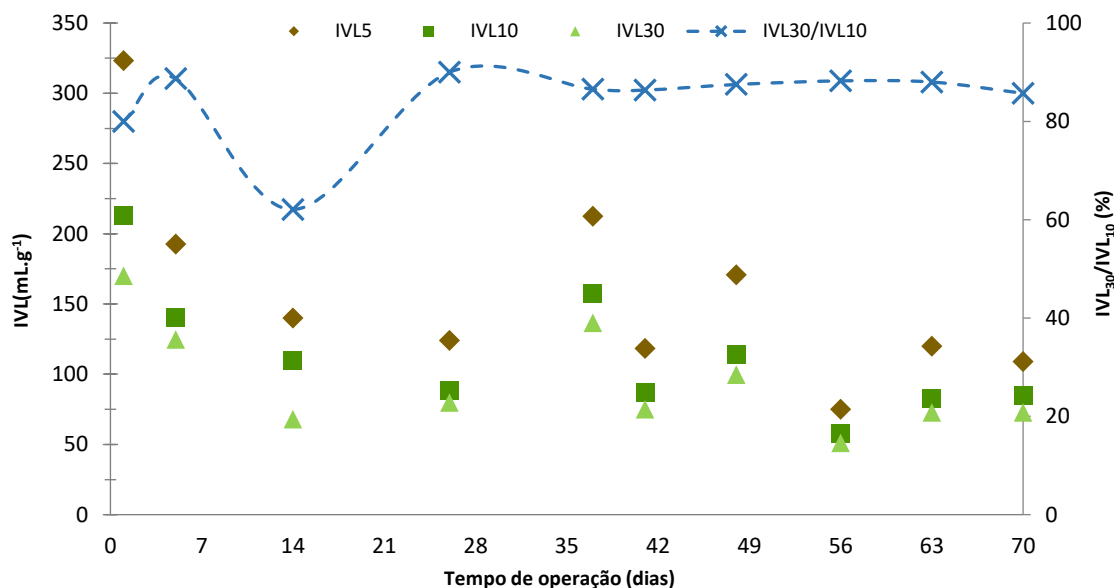


Em retrospecto ao exposto no gráfico das concentrações de fósforo (Figura 13), há uma provável relação na diminuição da remoção de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ e o aumento da porção de biomassa $\leq 212 \mu\text{m}$, a partir do 28º dia da campanha. Mais tarde naquela semana, foi desligado o misturador e coletado significativo volume de amostrar do lodo, o que pode ter afetado não só a proporção granulométrica, mas o desenvolvimento dos agrupamentos na biomassa a partir dali. Além disso, a partir deste procedimento a presença de sólidos suspensos no efluente bruto diminuiu substancialmente, e indica talvez que essas partículas “mascararam” os resultados da granulometria. Por fim, também se aponta a queda de energia no final de semana anterior ao 63º dia, que pode ter influenciado as características da biomassa nesse dia.

4.3.2 IVL

O IVL é um dos indicadores de sedimentabilidade da biomassa granular, e neste estudo foi medido a partir de amostras do licor misto coletado durante a fase de aeração do reator. Sua evolução está graficamente representada na Figura 22, que evidencia semelhanças com outros parâmetros aqui avaliados.

Figura 22 – Comportamento do IVL para diferentes tempo de sedimentação: IVL_5 (◆), IVL_{10} (■) e IVL_{30} (▲), e da relação IVL_{30}/IVL_{10} (×) no reator ao longo do período de monitoramento.



Até o 26º dia os valores de IVL_5 , IVL_{10} e IVL_{30} apresentam-se distintos, desagregados, e a relação IVL_{30}/IVL_{10} demonstra 88,7% e logo em seguida queda para uma mínima de 62,1%. A partir da sexta semana de monitoramento, há uma mudança significativa na relação IVL_{30}/IVL_{10} , que adota comportamento estável, médio de 87,1% (6 amostras, do 37º ao 70º dia), pois os valores de IVL_{10} e IVL_{30} aproximam-se. De acordo com Liu & Tay (2007), uma relação IVL_{30}/IVL_{10} em torno de 90% é um indicador de completude da biogranulação, já que indicam proporcionalmente condições excelentes para sedimentabilidade.

Ainda em relação aos números para IVL_5 , IVL_{10} e IVL_{30} , estes indicam médias, mínimas e máxima conforme apresentado na Tabela 3. Indica-se que os valores de mínima ocorreram todos no 56º dia, enquanto todos os valores de máxima correspondem ao 1º dia.

Tabela 3 – Médias, mínimas e máximas de IVL_5 , IVL_{10} e IVL_{30} .

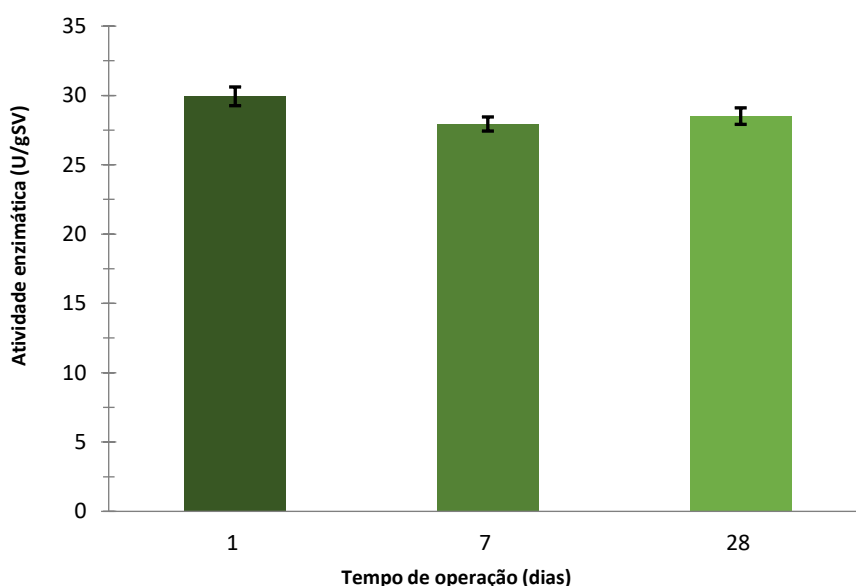
	IVL_5	IVL_{10}	IVL_{30}
Média (mL.g⁻¹)	158,5	113,5	95,0
Mínima (mL.g⁻¹)	75,0	58,0	51,2
Máxima (mL.g⁻¹)	323,1	212,6	170,1

Empregando a classificação de sedimentabilidade estabelecida por Von Sperling e Chernicharo (2005) aos números de IVL_{30} , constata-se que o lodo se enquadra na faixa de boa sedimentação, entre 50 e 100 mL.g⁻¹.

4.3.3 Atividade enzimática

Os dados alcançados na análise da atividade enzimática da lipase (Figura 23) referem-se a 3 amostragens realizadas pontualmente nos dias 07/08/25, 27/08/25 e 17/09/25, e resultaram, respectivamente, em $29,9 \pm 0,7$ U/gSV, $27,8 \pm 0,5$ U/gSV e $28,5 \pm 0,6$ U/gSV, evidenciando diferença de 20,9% a 30,0% de 23 U/gSV encontrado por Nabarlatz *et al.* (2012). Os valores mais elevados medidos podem estar relacionados às características do efluente bruto utilizado e consequente seleção de microrganismos na biomassa granular estudada, e pode estar concomitantemente relacionado ao método adaptado da extração da EPS.

Figura 23 – Atividade lipolítica observada ao longo do período de monitoramento.



Não foi possível, no entanto, com o volume de dados obtidos fazer uma correlação direta da atividade enzimática ao longo do tempo com a eficiência de remoção de óleos e graxas, uma vez que também pouco diferiram entre si. Desta forma, novas análises, mais frequentes, deverão ser realizadas durante o monitoramento da operação do reator.

5 CONCLUSÃO

Com base nos dados obtidos neste estudo, para as condições operacionais que foram inicialmente estabelecidas e dentro do tempo de monitoramento definido:

- É possível observar o desenvolvimento de biomassa granula aeróbia a partir do tratamento de efluente doméstico. Os grânulos formados apresentaram durante o segundo mês de monitoramento uma significativa evolução em sua eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea e em diminuição do tempo de sedimentação.
- Os resultados de sedimentabilidade do lodo granular mostram sua classificação como de boa sedimentação em média.
- A elevada presença de sólidos no efluente bruto influenciaram os ensaios e a eficiência de tratamento, bem como as análises de avaliação da granulação da biomassa.
- Não foi possível estabelecer uma correlação direta entre a remoção de óleos e graxas com a atividade enzimática medida. Serão necessários novos ensaios de avaliação de atividade enzimática e teor de óleos e graxas durante um ciclo do reator.
- Para garantir boa manutenção dos microrganismo em seu licor misto, conclui-se que é imprescindível o funcionamento constante do reator, e que as quedas de energia e coletas de alto volume ocorridas durante o período de estudo afetaram a estabilidade dos grânulos, e consequentemente, a consistência do tratamento.
- Observou-se principalmente para o processo de nitrificação no reator, que o papel da biomassa granular é mais expressivo quando atinge maturação, isto é, quando os agregados celulares tomam forma e compacidade suficientes para criar zonas aeróbias e anóxicas, apesar de que uma etapa anóxica está inserida no ciclo do reator.
- Em relação à remoção de fósforo, não foi observado o perfil de liberação e absorção de fósforo que condizem com o metabolismo de organismos acumuladores de fósforo. Tal decorrência pode ter relação com a baixa granulação constatada na biomassa estudada, cujas quantidades de partículas microbianas não atingiram ao final da campanha a proporção mínima para evidenciar qualidade de granular.

Para futuros trabalhos, recomenda-se um acompanhamento mais longo do funcionamento do reator, que permita observar com distinção o tempo que o sistema leva para estabilizar-se, por quanto tempo mantém níveis de atividade biológica satisfatória perante atos normativos vigentes, e em que momento chega à desintegração. Também se recomenda testar diferentes durações da fase anóxica e aeróbia na operação do sistema, a fim de descobrir os melhores resultados de remoção de matéria carbonácea e de nutrientes.

REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2024**: informe anual. Brasília: ANA, 2024. 154 p. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/portal/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos>. Acesso em: 06 nov. 2025.

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras**: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Organizadores: Carlos Jesus Brandão [*et al.*]. 326 p. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. Disponível em: http://biblioteca.ana.gov.br/sophia_web/acervo/detalhe/102373. Acesso em: 06 nov. 2025.

AJAO, V., FOKKINK, R., LEERMAKERS, F., BRUNING, H., RIJNAARTS, H., TEMMINK, H. Biofloculants from wastewater: Insights into adsorption affinity, flocculation mechanisms and mixed particle flocculation based on biopolymer size-fractionation. **Journal of Colloid and Interface Science**, 581, 533-544. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2020.07.146>.

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

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

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**. Diário Oficial da União: Seção 1, Brasília, nº 92, p. 89, 16 de maio de 2011. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=627. Acesso em: 20 out. 2025.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978**. Brasília, 2007. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/L11445compilado.htm. Acesso em: 20 out. 2025.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. **Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento [...]**. Brasília, 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/14026.htm. Acesso em: 20 out. 2025.

BRASIL. Ministério das Cidades (MCid). Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico Temático — Serviços de Água e Esgoto**: Visão geral ano de referência 2022. Brasília: SNSA,

2023. 108 p. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos-snis>. Acesso em: 20 out. 2025.

CHEN, Y.C., LIN, C.J., CHEN, H.L., FU, S.Y., ZHAN, H.Y. Cultivation of biogranules in a continuous flow reactor at low dissolved oxygen. **Water, Air, and Soil Pollution: Focus**, 9: 213-221, 2009.

COSTA, N.P.A.V. **Aplicação de alginato de sódio e substâncias poliméricas extracelulares para redução do tempo de granulação e estabilidade da biomassa em reator em bateladas sequenciais**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/229206>. Acesso em: 03 out. 2025.

COSTA, T.B. **Desempenho de reator em batelada seqüencial (RBS) com enchimento escalonado no tratamento de esgoto sanitário doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2005. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/102945>. Acesso em: 16 nov. 2025.

DALL'AGNOL, P. *et al.* A comparative study of phosphorus removal using biopolymer from aerobic granular sludge: A factorial experimental evaluation. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 2, p. 103541, 2020.

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.

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

DE KREUK, M. K., PRONK M., VAN LOOSDRECHT, M. C. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperatures. **Water Res.**, v. 39(18):4476-84, 2005.

DOMINGOS, D.G. **Uso de alginato e NP-magnetita para a agregação de lodo biológico no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/214575>. Acesso em: 03 out. 2025.

DUEHOLM, T. E.; ANDREASEN, K. H.; NIELSEN, P. H. Transformation of lipids in activated sludge. **Water Sci. Technol**, v. 43, 165, 2001.

ESHERDEN, M. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. **Water Environment Research**, v. 31, n. 12, p. 3191-3194, 1997.

FELZ S., AL-ZUHAIRY S., AARSTAD O.A., VAN LOOSDRECHT M.C., LIN Y.M. Extraction of Structural Extracellular Polymeric Substances from Aerobic Granular Sludge. **Journal of Visualized Experiments**. Sep 26;(115):54534, 2016.

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, 373-401, 2009.

FLEMMING, H.-C.; VAN HULLEBUSCH, E.D.; LITTLE, B.J.; NEU, T.R.; NIELSEN, P.H.; SEVIOUR, T.; STOODLEY, P.; WINGENDER, J.; WUERTZ, S. Microbial Extracellular Polymeric Substances in the Environment, Technology and Medicine. **Nat Rev Microbiol**, v. 23, 87–105, 2025.

FRANCA, R. D. G. *et al.* Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 1, p. 228–246, 2018.

FRØLUND, B.; PALMGREN, R.; KEIDING, K.; NIELSEN, P.H. Extraction of Extracellular Polymers from Activated Sludge Using a Cation Exchange Resin. **Water Research**, v. 30, 1749–1758, 1996.

GERARDI, M. H. **Troubleshooting the sequencing batch reactor**. 1ª Edição. New Jersey: John Wiley and Sons, 2010. 216 p.

GERARDI, M. H. **Wastewater microbiology: nitrification and denitrification in the activated sludge process**. 1ª Edição. New York: John Wiley and Sons, 2002. 208 p.

GUIMARÃES, Lorena Bittencourt. **Caracterização microbiológica do lodo granular na remoção de nutrientes e potencial de recuperação de exopolímeros de efluentes reatores em bateladas sequenciais**. 2017. 261 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/178973>. Acesso em: 04 nov. 2025.

GUPTA, N; RATHI, P.; GUPTA, R. Simplified *para*-nitrophenyl palmitate assay for lipases and esterases. **Analytical biochemistry**, 311 (2002) 98–99, 2002.

HAMZA, R.; RABII, A.; EZZAHRAOUI, F.-Z.; MORGAN, G.; IORHEMEN, O.T. A review of the state of development of aerobic granular sludge technology over the last 20 years: full-scale applications and resource recovery. Case Studies in **Chemical and Environmental Engineering**, v. 5, p. 100173, 2022.

HASKONING. **Projects**. 2025. Disponível em: <https://nereda.haskoning.com/en/projects>. Acesso em: 10 nov. 2025.

HEIJNEN, J. J.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Method for acquiring grain-shaped growth of a microorganism in a reactor. **Biofutur**, 1998.

JESUS, M. **Granulação aeróbica natural em um reator em bateladas sequenciais para tratamento de esgoto sanitário**. 2016. 86 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/166871>. Acesso em: 03 out. 2025.

LAGUNA, A. *et al.* A simple and low cost technique for determining the granulometry of upflow anaerobic sludge blanket reactor sludge. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 8, p. 1–8, 1999.

LI, X.M. *et al.* 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.

LIU, Y.; XU, H. L.; YANG, S. F.; TAY, J. H. Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Water Res.**, v. 37, 661, 2003.

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.Q., MOY, B., KONG, Y., TAY, J.H. Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment. **Enzyme and Microbial Technology**, 46 (6): 520-525, 2010.

LIU, Y.Q., WU, W.W., TAY, J.H., WANG, J.L. Starvation is not a prerequisite for the formation of aerobic granules. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 76: 211-216, 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.

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.

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

MISHIMA, K.; NAKAMURA, M. Self-immobilization of aerobic activated sludge—a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment. **Water Science and Technology**, v. 23, n. 4-6, p. 981-990, 1991.

MORALES, N., FIGUEROA, M., MOSQUERA-CORRAL, A., CAMPOS, J.L., MÉNDEZ, R. Aerobic granular-type biomass development in a continuous stirred tank reactor. **Separation and Purification Technology**, 89: 199-205, 2012.

MORGENROTH, E., SHERDEN, T., VAN LOOSDRECHT, M.C.M., HEIJNEN, J.J., WILDERER, P.A. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. **Water Research**, 31: 3191-3194, 1997.

NABARLATZ, D.; STÜBER, F.; FONT, J.; FORTUNY, A.; FABREGAT, A.; BENGGOA, C. Extraction and Purification of Hydrolytic Enzymes from Activated Sludge. **Resources, Conservation and Recycling**, v.59, 9–13, 2012.

NI, B., XIE, W., LIU, S., YU, H., WANG, Y., WANG, G., DAI, X. Granulation of activated sludge in a pilot-scale sequencing batch reactor for the treatment of low-strength municipal wastewater. **Water Research**, 43: 751-761, 2009.

PEREIRA, E.B. **Tratamento enzimático para remoção de gorduras dos resíduos gerados por indústrias de produtos avícolas**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2004. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/88179/207869.pdf>. Acesso em: 06 dez. 2025.

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

SANTA CATARINA. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). Resolução CONSEMA nº 181, de 02 de agosto de 2021. **Estabelece as diretrizes para os padrões de lançamento de efluentes**. Consema, Florianópolis, SC, 2021. Disponível em: <https://www.semae.sc.gov.br/download/resolucao-consema-n-181/>. Acesso em: 19 nov. 2025.

SANTOS, A.V., CYBIS, L.F.A., GEHLING, G.R. Determinação do tempo necessário para oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável em reator sequencial em batelada (RSB) com enchimento estático. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 11 (1): 83-91, 2006.

SANTOS, R. C. DE O.; FILHO, O. B.; GIORDANO, G. Proposta de um método racional para o dimensionamento de reatores de tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas para remoção de carga orgânica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, p. 153–161, 2006.

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.

TAY, J.H., LIU, Q.S., LIU, Y. Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. **Journal of Applied Microbiology**, 91: 168-175, 2001a.

TAY, J.; LIU, Q.; LIU, Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules. **Journal of Applied Microbiology**, p. 222–226, 2001b.

TAY, J.H., PAN, S., HE, Y., TAY, S.T.L. Effect of organic loading rate on aerobic granulation. I: reactor performance. **Journal of Environmental Engineering**, 130 (10): 1094-1101, 2004.

TOJA ORTEGA, S.; PRONK, M.; DE KREUK, M.K. Anaerobic Hydrolysis of Complex Substrates in Full-Scale Aerobic Granular Sludge: Enzymatic Activity Determined in Different Sludge Fractions. **Appl Microbiol Biotechnol**, v. 105, 6073–6086, 2021.

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.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. **IWA Publishing**, p. 1–856, 2005.

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. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/95799/290496.pdf>. Acesso em: 16 out. 2025.

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. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/135783/335773.pdf>. Acesso em: 16 out. 2025.

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. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/VBRNLhkqTXKFwYTXjmqQBsr/>. Acesso em: 16 out. 2025.

WANG, F., LIU, Y.H., YANG, F.L., ZHANG, X.W., ZHANG, H.M. Study on the stability of aerobic granules in SBAR-effect of superficial upflow air velocity and carbon source. In: **IWA Workshop on Aerobic Granular Sludge**, 1, Munich, Germany, 2004.

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, 2009.

WASMUND, K.; SINGLETON, C.; DAHL DUEHOLM, M.K.; WAGNER, M.; NIELSEN, P.H. The Predicted Secreted Proteome of Activated Sludge Microorganisms Indicates Distinct Nutrient Niches. **mSystems**, v.9, e00301-24, 2024.

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

XAVIER, J. A. **Granulação e estabilidade de lodo granular aeróbio desenvolvido em reatores em bateladas sequenciais operados em diferentes condições operacionais**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/227044>. Acesso em: 16 out. 2025.

ZHANG, L. *et al.* Role of extracellular protein in the formation and stability of aerobic granules. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 41, n. 5, p. 551–557, 2007.

ZHANG, Y. *et al.* Rapid granulation of aerobic granular sludge: A mini review on operation strategies and comparative analysis. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, n. March, p. 100206, 2019.

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.