



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

IZAIAS MARCELINO DE LIMA NETO

**DESENVOLVIMENTO DE FOTOGRÂNULOS AERÓBIOS: AVALIAÇÃO DA
INFLUÊNCIA DA TAXA DE TROCA VOLUMÉTRICA NO TRATAMENTO DE
ESGOTO DOMÉSTICO**

**RECIFE
2025**

IZAIAS MARCELINO DE LIMA NETO

DESENVOLVIMENTO DE FOTOGRÂNULOS AERÓBIOS: AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA TAXA DE TROCA VOLUMÉTRICA NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Agrícola e Ambiental.

Orientador (a): Marianne de Lima Barboza

Coorientador (a): Henrique César Guedes Campos

**RECIFE
2025**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos
pelo(a) autor(a)

L732d Lima Neto, Izaias Marcelino de.
Desenvolvimento de fotogrânulos aeróbios:
avaliação da influência da taxa de troca volumétrica
no tratamento de esgoto doméstico / Izaias
Marcelino de Lima Neto. - Recife, 2025.
66 f.; il.

Orientador(a): Marianne de Lima Barboza.
Co-orientador(a): Henrique César Guedes
Campos.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) –
Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Bacharelado em Engenharia Agrícola e Ambiental,
Recife, BR-PE, 2025.

Inclui referências e apêndice(s).

1. Fotogrânulos aeróbios. 2. Consórcio algal-
bacteriano. 3. Taxa de troca volumétrica. 4.
Remoção de nutrientes I. Barboza, Marianne de
Lima, orient. II. Campos, Henrique César Guedes,
coorient. III. Título

CDD 628

IZAIAS MARCELINO DE LIMA NETO

DESENVOLVIMENTO DE FOTOGRÂNULOS AERÓBIOS: AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA TAXA DE TROCA VOLUMÉTRICA NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Agrícola e Ambiental.

Aprovado em: 22/12/2025

BANCA EXAMINADORA

Profª. Dra. Marianne de Lima Barboza (Orientadora)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Renato Laurenti (Examinador Interno)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

MSc. Ana Alice Xavier de Almeida (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
BACHARELADO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

DOCUMENTO DE REGISTRO DE DEFESA DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

Aos 22 dias do mês de dezembro de 2025 às 15horas, realizou-se a Defesa de Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) intitulado: "**DESENVOLVIMENTO DE FOTOGRÂNULOS AERÓBIOS: AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA TAXA DE TROCA VOLUMÉTRICA NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO** ", pelo aluno Izaías Marcelino de Lima Neto, matrícula 200706205, de acordo com as Normas Gerais dos Cursos de Graduação da Universidade Federal Rural de Pernambuco e complementadas pelas Normas Internas (PPC) do Bacharelado em Engenharia Agrícola e Ambiental aprovadas pelo Colegiado de Coordenação Didática do Curso.

A Comissão examinadora foi composta pelos membros:

Prof. Dra. Marianne de Lima Barboza (Orientadora) – Membro interno/UFRPE;
Prof. Dr. Renato Laurenti – Membro interno/UFRPE;
Mestre Ana Alice Xavier de Almeida – Membro externo/UFPE;

Após a apresentação do TCC e efetuadas as arguições, o aluno recebeu da comissão examinadora os seguintes conceitos.

Membros	Nota
Prof. Dra. Marianne de Lima Barboza	9,0 (nove virgula zero)
Prof. Dr. Renato Laurenti	9,0 (nove virgula zero)
Mestre Ana Alice Xavier de Almeida	9,0 (nove virgula zero)

De acordo com os conceitos atribuídos o aluno foi considerado aprovado, obtendo nota média de 9,0 (nove virgula zero), devendo proceder às correções necessárias e entregar a versão final do TCC no prazo máximo de 30 (trinta) dias.

Conferem o presente documento, que não apresenta rasuras nem emendas as seguintes pessoas:

(Orientador)

(Membro participante)

(Membro participante)

(Discente - Izaías Marcelino de Lima Neto)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à memória da minha mãe, Maria do Socorro do Nascimento Oliveira (*in memoriam*), cujo amor, apoio incondicional e sabedoria continuam a inspirar-me, mesmo na sua ausência física. Ao meus amados avôs, Izaias Marcelino de Lima (*in memoriam*) e Maria Ana Oliveira Marcelino (*in memoriam*), que sempre foram exemplos de perseverança, sabedoria e amor incondicional. Sua falta é sentida profundamente, mas seu legado permanece vivo em meu coração e nesta obra. Este trabalho é um tributo à luz que cada um deles deixou em minha vida, um lembrete constante de que seu legado vive em cada linha que escrevo.

AGRADECIMENTOS

Ao redigir estes agradecimentos, reflito sobre a jornada até este momento e reconheço a importância crucial de certas pessoas e entidades para a realização deste trabalho. Dizem que a vida é um intervalo de consciência entre o nada e o nada, uma breve centelha na qual experimentamos dor e sofrimento, mas também encontramos aquilo que torna a existência digna de ser vivida. Se há algo que ameniza o peso dessa travessia, são as pessoas que nos acompanham, acolhem, ensinam e compartilham momentos que dão sentido ao caminho. Portanto, é justo expressar meus sinceros agradecimentos:

À Antonia Lúcia, que assumiu com carinho os papéis de tia, prima e mãe em minha vida. Acolheu-me como um filho e me guiou com amor e dedicação. Seu apoio e sua crença em meu potencial foram verdadeiras âncoras em momentos de incerteza. Sua generosidade e orientação foram fundamentais para minha jornada, e por isso dedico este espaço para expressar minha gratidão por tudo o que fez por mim.

À minha família, em especial ao meu padrinho José Expedito e às minhas tias Helena Nascimento, Marli Marcelino, Marluce Marcelino, Neuza Sabino, Espedita Lima (Edelva) e Amparo Lima, expresso minha mais profunda gratidão pelo carinho e dedicação ao longo desta trajetória. Cada gesto de apoio, cada palavra de incentivo, fez diferença nos momentos em que mais precisei. Em nome das minhas primas Ester Lima e Ana Cristina Marcelino, agradeço também a todos os meus primos, que sempre me acolheram com parceria e companheirismo. Aprendi com vocês o verdadeiro significado de família, e isso carrego comigo em cada conquista desta jornada.

Registro meu mais profundo respeito e gratidão à professora Marianne de Lima Barboza, minha orientadora, e ao Henrique César Guedes Campos, meu coorientador. É uma grande honra ter sido orientado por profissionais de tamanha competência, sensibilidade e comprometimento. A dedicação, o incentivo e a confiança depositados em mim foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho e para o meu crescimento acadêmico e pessoal.

Estendo igualmente meus sinceros agradecimentos à professora Maria de Lourdes Florêncio, cuja orientação, ensinamentos e exemplo marcaram profundamente minha trajetória. Foi sob sua condução que dei passos importantes na pesquisa e no entendimento do saneamento, área que hoje levo comigo com grande orgulho e entusiasmo.

Aos meus grandes amigos Bruno Silva, Matheus Falcão e Thaise Santos, que estiveram ao meu lado desde o início da graduação, obrigado por cada conselho, por cada momento compartilhado e por me ajudarem a manter o foco. Gustavo Oliveira, meu irmão de vida, sei que sempre estará comigo.

De maneira igualitária, sem favorecimentos ou distinções, expresso minha mais profunda gratidão aos meus queridos amigos da graduação, em especial à minha patotinha “Somos todos izatolos”. O acolhimento e a presença de vocês foram indispensáveis nesta jornada. Juntos, enfrentamos desafios, celebramos conquistas e construímos memórias inesquecíveis. Agradeço de coração pelo apoio, companheirismo e pelas risadas compartilhadas.

À minha ex-professora do ensino médio, Cinara Cordeiro, por nunca desistir de mim e por ser fundamental no início deste caminho.

Aos meus colegas do Laboratório de Saneamento Ambiental, especialmente ao meu querido grupo LGA-AB, composto pelos meus tutores Elissandra Cheu, Henrique Campos e Talita Marinho, desejo expressar minha profunda gratidão.

À reitora Maria José de Sena, expresso minha sincera gratidão pelo carinho, atenção e respeito com que sempre me tratou. Sua postura humana, acolhedora e inspiradora reflete o verdadeiro significado de liderança e compromisso com a educação pública. Agradeço por ser um exemplo de empatia, força e dedicação, e por representar com tanta dignidade e sensibilidade a nossa Universidade.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), à Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), ao Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), meus sinceros agradecimentos.

À Pró-Reitoria de Gestão Estudantil da UFRPE (PROGESTI), expresso minha imensa gratidão pelo financiamento e suporte durante a graduação, por meio da residência estudantil. Este apoio reafirma a importância das políticas públicas de incentivo à educação, que tornam possível a formação de tantos jovens em nosso país. Viva a educação pública, gratuita e de qualidade!

Ao concluir, desejo estender minha gratidão a todos que, de diversas maneiras, contribuíram para a realização deste trabalho. Durante os últimos anos, convivi com pessoas cujo companheirismo e compartilhamento de experiências me permitiram não apenas crescer como indivíduo, mas também amadurecer como acadêmico em formação. A cada um de vocês, meu profundo reconhecimento pelo apoio e pela inspiração proporcionados ao longo desta jornada.

Obrigado.

EPÍGRAFE

*"A mente que se abre a uma nova ideia jamais
voltará ao seu tamanho original."*

- Albert Einstein

RESUMO

A tecnologia de lodo granular aeróbio em consórcio com microalgas (LGA-AB), ou fotogrânulos, apresenta-se como uma alternativa sustentável para o tratamento de esgoto, mas sua estabilidade e eficiência dependem de parâmetros operacionais críticos. Este estudo teve como objetivo avaliar a influência da taxa de troca volumétrica (TV) no desenvolvimento morfológico e no desempenho funcional de fotogrânulos em fotobiorreatores em bateladas sequenciais (FRBS). Dois reatores (FRBS1 e FRBS2) foram operados com esgoto sintético em ciclos de 6 horas. Na fase de maturação, aplicaram-se taxas de troca de 50% (TRH de 12 h) no FRBS1 e de 75% (TRH de 8 h) no FRBS2. Os resultados indicaram que a TV de 50% promoveu a formação de uma biomassa granular fisicamente estável, enquanto a TV de 75% gerou instabilidade estrutural, com episódios de desintegração dos grânulos. Ambos os sistemas apresentaram elevada eficiência de remoção de matéria orgânica (>87%). Contudo, a remoção de nitrogênio amoniacal foi limitada e instável, com eficiências médias de $22,4 \pm 13,2\%$ no FRBS1 e $25,4 \pm 20,9\%$ no FRBS2, falhando por mecanismos distintos: competição biológica no FRBS1 e arraste de biomassa no FRBS2. A remoção de fósforo também se mostrou instável em ambos os reatores. Conclui-se que a taxa de troca volumétrica governa um dilema operacional entre a estabilidade física e o equilíbrio biológico, indicando que a condição ótima para o tratamento completo de nutrientes reside em uma faixa intermediária às testadas.

Palavras-chave: Grânulos aeróbios; Consórcio algal-bacteriano; Taxa de troca volumétrica; Remoção de nutrientes; Estabilidade granular.

ABSTRACT

The technology of aerobic granular sludge in consortium with microalgae (AGS-AB), also known as photogranules, stands as a sustainable alternative for wastewater treatment, yet its stability and efficiency depend on critical operational parameters. This study aimed to evaluate the influence of the volumetric exchange rate (VER) on the morphological development and functional performance of photogranules in sequencing batch photobioreactors (SBPRs). Two reactors (SBPR1 and SBPR2) were operated with synthetic wastewater in 6-hour cycles. During the maturation phase, exchange rates of 50% (12-hour HRT) in SBPR1 and 75% (8-hour HRT) in SBPR2 were applied. The results indicated that a 50% VER promoted the formation of a physically stable granular biomass, whereas a 75% VER led to structural instability, with episodes of granule disintegration. Both systems achieved high organic matter removal efficiency (>87%). However, ammoniacal nitrogen removal was limited and unstable, with average efficiencies of $22.4 \pm 13.2\%$ in SBPR1 and $25.4 \pm 20.9\%$ in SBPR2, failing due to distinct mechanisms: biological competition in SBPR1 and biomass washout in SBPR2. Phosphorus removal also proved to be unstable in both reactors. It is concluded that the volumetric exchange rate governs an operational trade-off between physical stability and biological balance, suggesting that the optimal condition for complete nutrient removal lies within an intermediate range of those tested.

Keywords: Aerobic granular sludge; Algal-bacterial consortium; Volumetric exchange rate; Nutrient removal; Granular stability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Panorama do esgotamento sanitário no Brasil em 2022.	13
Figura 2 – Composição das microzonas dos fotogrânulos aeróbios.	15
Figura 3 – Composição de fotogrânulos aeróbios	16
Figura 4 – Esquema dos fotobiorreatores	24
Figura 5 – Imagem dos fotobiorreatores em escala de bancada durante a operação	24
Figura 6 – Ilustração do ensaio para determinação do índice volumétrico do lodo (IVL)	28
Figura 7 – Ilustração do método de peneiramento úmido para análise granulométrica.	29
Figura 8 –Esquema do procedimento de extração e quantificação de clorofila-a.	31
Figura 9 – Distribuição granulométrica da biomassa no FRBS1 (TV 50%).	34
Figura 10 – Distribuição granulométrica da biomassa no FRBS2 (TV 75%).	35
Figura 11 – Distribuição da concentração de clorofila-a para FRBS1 e FRBS2.	38
Figura 12 – Distribuição de sólidos suspensos voláteis no licor misto para FRBS1 e FRBS2.	39
Figura 13 – Distribuição de sólidos suspensos voláteis no efluente (SSVef) para FRBS1 e FRBS2.	40
Figura 14 – Perfil de remoção de DQO no reator FRBS1	41
Figura 15 – Perfil de remoção de DQO no reator FRBS2	42
Figura 16 – Perfil de remoção de N-NH ₄ ⁺ no reator FRBS1 (TV 50%)	43
Figura 17 – Perfil de remoção de N-NH ₄ ⁺ no reator FRBS2 (TV 75%)	44
Figura 18 – Eficiência de remoção de fósforo para FRBS1	46
Figura 19 – Eficiência de remoção de fósforo para FRBS2	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Solução de micronutrientes	25
Tabela 2 – Fases do ciclo operacional	26
Tabela 3– Resumo das condições operacionais na fase de maturação (dias 400-470)	26
Tabela 4 - Métodos analíticos para monitoramento dos parâmetros físico-químicos	27
Tabela 5 - Características do esgoto sintético	33
Tabela 6 - Evolução de IVL_{10} , IVL_{30} e IVL_{30}/IVL_{10} nos FRBS	36
Tabela 7 – Padrões de lançamento de efluentes para os parâmetros de interesse	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AF – Afluente

AGVs – Ácidos Graxos Voláteis

ALE – Exopolímeros Semelhantes ao Alginato (do inglês, *Alginate-Like Exopolymers*)

APHA – *American Public Health Association*

BAP – Produtos Associados à Biomassa (do inglês *Biomass-Associated Products*)

BOA – Bactérias Oxidadoras de Amônia (do inglês *Ammonia-Oxidizing Bacteria*)

BON – Bactérias Oxidadoras de Nitrito (do inglês *Nitrite-Oxidizing Bacteria*)

Chl-a – Clorofila-a

CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente

CPRH – Agência Estadual de Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EBPR – Remoção Biológica Aprimorada de Fósforo (do inglês, *Enhanced Biological Phosphorus Removal*)

EF – Efluente

EPS – Substâncias Poliméricas Extracelulares (do inglês, *Extracellular Polymeric Substances*)

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FRBS – Fotobiorreator em Bateladas Sequenciais

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde

GAOs – Organismos Acumuladores de Glicogênio (do inglês, *Glycogen-Accumulating Organisms*)

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IVL – Índice Volumétrico de Lodo

LA – Lodos Ativados

LABIOTA – Laboratório de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental

LAT – Lagoa de Alta Taxa

LGA – Lodo Granular Aeróbio

LGA-AB – Lodo Granular Aeróbio Algal-Bacteriano

LITPEG – Laboratório de Imunopatologia Keizo Asami

LSA-UFPE – Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco

NDS – Nitrificação e Desnitrificação Simultânea

OD – Oxigênio Dissolvido

PAOs – Organismos Acumuladores de Fosfato (do inglês, *Polyphosphate-Accumulating Organisms*)

PHA – Polihidroxicarboxilatos

PN – Proteínas

PS – Polissacarídeos

PT – Fósforo Total

RBAF – Remoção Biológica Aprimorada de Fósforo

RBS – Reator em Bateladas Sequenciais

SMP – Produtos Microbianos Solúveis (do inglês *Soluble Microbial Products*)

SINISA – Sistema Nacional de Informações em Saneamento

SNG – Sequenciamento de Nova Geração

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

TRC – Tempo de Retenção Celular

TRH – Tempo de Retenção Hidráulica

TV – Taxa de Troca Volumétrica

UASB – Reator Anaeróbico de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente (do inglês, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)

UFPE – Universidade Federal de Pernambuco

UFRPE – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Var – Velocidade Ascensional do Ar

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. OBJETIVOS	11
2.1. OBJETIVO GERAL	11
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	12
3.1. DESAFIOS DO TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL E A BUSCA POR SOLUÇÕES SUSTENTÁVEIS	12
3.2. SISTEMAS GRANULARES: TECNOLOGIA E EFICIÊNCIA	14
3.2.1. Lodo granular aeróbio (LGA): funcionamento e vantagens	14
3.2.2. Fotogrânulos (LGA-AB): evolução sustentável do LGA	16
3.3. O PAPEL CRÍTICO DA TAXA DE TROCA VOLUMÉTRICA	17
3.4. MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMAS GRANULARES	19
3.4.1. Remoção de matéria orgânica (DQO)	19
3.4.2. Remoção de nitrogênio	20
3.4.3. Remoção de fósforo	21
3.5. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES	21
4. METODOLOGIA	23
4.1. SISTEMA EXPERIMENTAL E OPERAÇÃO	23
4.1.1. Inóculo microbiano e afluente sintético	25
4.2. CONDIÇÕES OPERACIONAIS E FASES DO ESTUDO	26
4.3. MONITORAMENTO E MÉTODOS ANALÍTICOS	27
4.3.1. Análises físico-químicas	27
4.3.2. Caracterização da biomassa	28
4.3.3. Análise de substâncias poliméricas extracelulares (EPS)	30
4.3.4. Análise de clorofila-a	30
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	32
5.1. CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE SINTÉTICO (AF)	32
5.2. RESULTADOS DOS FRBS CONFORME VARIAÇÕES OPERACIONAIS	33
5.2.1. Desenvolvimento da biomassa	33
5.2.2. Análise dos dados de índice volumétrico do lodo (IVL).	36
5.2.3. Dinâmica de crescimento, composição e estabilidade da biomassa	37
5.2.4. Remoção de matéria orgânica carbonácea (DQO)	40
5.2.5. Remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH ₄ ⁺) e perfil de nitrificação.	43
5.2.6. Remoção de fósforo	45
5.3. Análise comparativa e conformidade com a legislação ambiental	47
6. CONCLUSÃO	49
7. RECOMENDAÇÕES	50
8. REFERÊNCIAS	52

1. INTRODUÇÃO

A gestão inadequada de efluentes sanitários representa um dos maiores desafios ambientais contemporâneos, contribuindo para a poluição de corpos hídricos e para a degradação de ecossistemas aquáticos. O lançamento de esgoto sem o devido tratamento introduz cargas excessivas de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, que desencadeiam o processo de eutrofização, com sérios riscos à saúde pública e à biodiversidade. No Brasil, a persistência de um déficit significativo entre o volume de esgoto coletado e o efetivamente tratado evidencia a necessidade de desenvolver e otimizar tecnologias que sejam não apenas eficientes, mas também sustentáveis e economicamente viáveis (Rollemberg *et al.*, 2020b).

Historicamente, o sistema de lodos ativados (LA) consolidou-se uma tecnologia bem difundida para o tratamento biológico aeróbio de esgotos. Contudo, sua aplicação em larga escala enfrenta limitações significativas, como a elevada demanda por área para múltiplas unidades operacionais e os altos custos energéticos associados à aeração mecânica, um desafio descrito desde os primórdios da otimização de ETEs (De Kreuk, 2006). Tais desafios motivaram a busca por alternativas mais compactas e eficientes, levando ao desenvolvimento do lodo granular aeróbio (LGA) como uma das inovações mais promissoras na biotecnologia ambiental (Beun *et al.*, 1999) e cuja estabilidade e sustentabilidade continuam a ser um foco central da pesquisa atual (Shameem e Sabumon, 2023).

O LGA consiste em um biofilme denso e estruturado, no qual os microrganismos se autoagregam formando grânulos compactos, sem a necessidade de um meio suporte inerte, um princípio fundamental estabelecido por De Kreuk *et al.* (2005). Essa morfologia granular confere ao sistema vantagens operacionais notáveis, como excelente sedimentabilidade e alta retenção de biomassa, características confirmadas e exploradas em revisões recentes sobre o tema (Chen *et al.*, 2025). Sua principal característica funcional reside na estrutura estratificada, que cria microzonas redox distintas (aeróbia, anóxica e anaeróbia) em um único grânulo, viabilizando a remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes em um único reator (Pronk *et al.*, 2015).

Uma evolução recente desta tecnologia é a formação do consórcio granular algal-bacteriano (LGA-AB), ou fotogrânulo aeróbio, cultivado em fotobiorreatores em

bateladas sequenciais (FRBS). Este sistema integra microalgas à matriz granular, estabelecendo uma relação simbiótica, conceito primeiramente detalhado por Muñoz e Guieysse (2006). Nessa interação, as microalgas produzem oxigênio via fotossíntese, utilizado pelas bactérias para a oxidação de poluentes, enquanto estas liberam dióxido de carbono, assimilado pelas algas, como validado em estudos mais recentes (Zhang *et al.*, 2021; Nguyen *et al.*, 2022). Essa sinergia pode reduzir a necessidade de aeração artificial, aprimorar a remoção de nutrientes e aumentar a estabilidade estrutural dos fotogrânulos, uma vantagem observada inicialmente por He *et al.* (2018) e consolidada como um dos pilares da tecnologia em revisões atuais (Chen *et al.*, 2025).

Apesar do seu enorme potencial, a aplicação em larga escala dos fotogrânulos ainda enfrenta desafios relacionados à sua estabilidade operacional a longo prazo (Sales *et al.*, 2022; Shameem e Sabumon, 2023). Fatores como carga orgânica e intensidade luminosa foram explorados primeiramente por trabalhos como Meng *et al.* (2019), e pesquisas mais recentes continuam a aprofundar esse conhecimento, demonstrando, por exemplo, como a luz pode ser usada para induzir a nitrificação parcial, inibindo seletivamente as bactérias oxidadoras de nitrito (Si *et al.*, 2022). Contudo, o impacto de parâmetros hidráulicos fundamentais, como a taxa de troca volumétrica, que define o tempo de retenção hidráulica (TRH) e a carga de poluentes aplicada, na formação, estabilidade e eficiência dos fotogrânulos permanece uma área com lacunas de conhecimento, como apontado por pesquisas desenvolvidas no contexto local (Marinho, 2020; Campos, 2022).

Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo investigar sistematicamente a influência da taxa de troca volumétrica no desenvolvimento morfológico e no desempenho funcional de fotogrânulos aeróbios, visando contribuir para a otimização desta tecnologia sustentável de tratamento de efluentes.

2. OBJETIVOS

O presente trabalho foi estruturado para investigar de forma sistemática a influência de um parâmetro hidráulico chave no desenvolvimento e desempenho de sistemas de fotogrânulos aeróbios.

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a influência da taxa de troca volumétrica no desenvolvimento morfológico, na estabilidade e no desempenho funcional de fotogrânulos aeróbios (LGA-AB) aplicados ao tratamento de esgoto sintético de baixa carga orgânica.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Caracterizar o desenvolvimento e as propriedades físicas da biomassa fotogranular sob diferentes taxas de troca volumétrica;
- II. Quantificar o desempenho dos fotobiorreatores na remoção de matéria orgânica carbonácea (DQO) e nutrientes (nitrogênio amoniacal e fósforo);
- III. Correlacionar as características morfológicas da biomassa com a estabilidade operacional e a eficiência de remoção de poluentes do sistema.

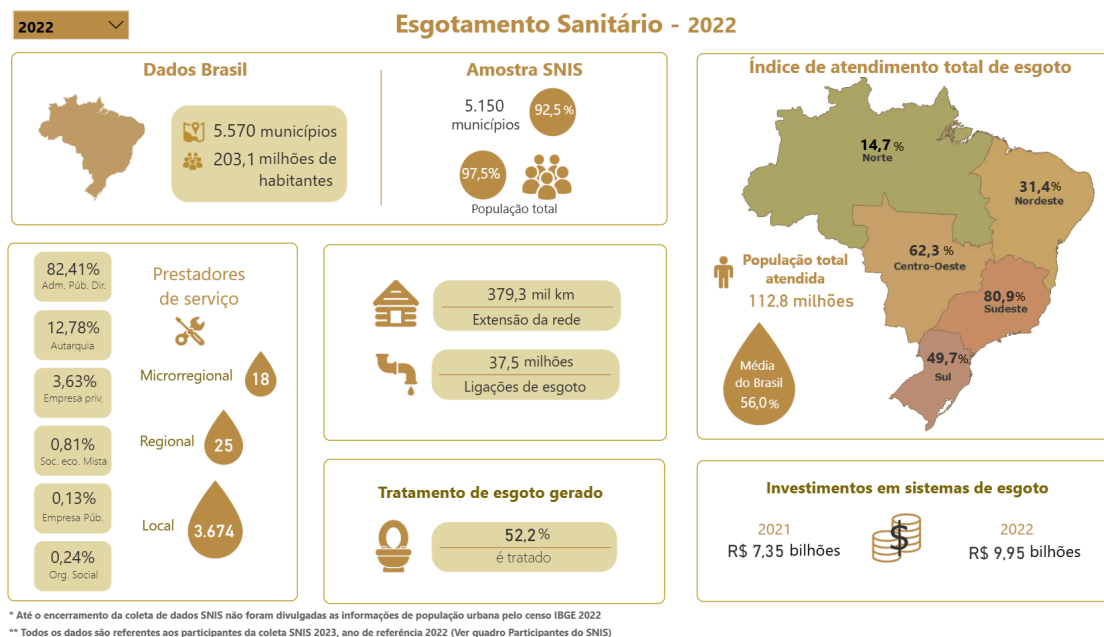
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo apresenta a base conceitual que fundamenta a presente pesquisa. A discussão parte do panorama do saneamento no Brasil para justificar a busca por tecnologias inovadoras. Em seguida, a tecnologia de sistemas granulares é detalhada em uma perspectiva histórica e funcional, desde os princípios do **Lodo Granular Aeróbio** (do inglês *Aerobic Granular Sludge* – LGA) até sua evolução para o consórcio algal-bacteriano. Aprofunda-se então no papel crítico da taxa de troca volumétrica, o parâmetro central deste estudo. Por fim, são explorados os mecanismos de remoção de poluentes e a legislação aplicável, consolidando o arcabouço teórico para a investigação proposta.

3.1. DESAFIOS DO TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL E A BUSCA POR SOLUÇÕES SUSTENTÁVEIS

A universalização do saneamento básico permanece como um dos maiores desafios de infraestrutura e saúde pública no Brasil, com uma evolução lenta que acentua a urgência por soluções tecnológicas mais eficientes. A análise dos dados oficiais revela a persistência de um déficit crônico. De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o índice de atendimento com coleta de esgoto no país era de **56,0% em 2022**. Os dados mais recentes, divulgados pelo Instituto Trata Brasil com base no novo sistema SINISA (ano de referência 2023), apontam um índice de **55,2%**, o que significa que mais de 90 milhões de brasileiros ainda não possuem acesso à rede coletora (**Figura 1**).

Figura 1 – Panorama do esgotamento sanitário no Brasil em 2022.



Fonte: Adaptado de SNIS (2022).

A lacuna se agrava quando se analisa o tratamento do esgoto gerado no país. Em 2023, o índice de esgoto tratado referido à água consumida foi de apenas **51,8%**. Isso significa que quase metade de todo o esgoto brasileiro ainda é despejado diretamente na natureza sem qualquer tipo de tratamento. Este cenário de estagnação contribui diretamente para a poluição de corpos hídricos, com consequências graves como a eutrofização, processo de enriquecimento de águas por nutrientes que causa a proliferação de algas, consumo de oxigênio e mortandade da vida aquática (Nguyen *et al.*, 2022) e a propagação de doenças de veiculação hídrica, que geram custos anuais significativos para o sistema de saúde pública.

As tecnologias convencionais, embora consolidadas, demonstram limitações para reverter este quadro de forma ágil e sustentável. O tratamento anaeróbico, como os reatores UASB, é amplamente utilizado no Brasil por seu baixo custo, mas sua eficiência na remoção de nutrientes é limitada, frequentemente exigindo etapas de pós-tratamento (Chernicharo *et al.*, 2015). Por outro lado, o sistema de Lodos Ativos (LA), padrão mundial para tratamento aeróbico, embora eficaz, requer grandes áreas de implantação e possui elevados custos operacionais, sobretudo com aeração, que pode representar mais de 50% do consumo energético de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (Hamza *et al.*, 2022).

Diante da necessidade de superar essas limitações, tecnologias inovadoras como o lodo granular aeróbio e o consórcio granular algal-bacteriano emergem como soluções promissoras. Elas oferecem a possibilidade de tratamento em sistemas mais compactos, com potencial de redução do consumo energético e alta eficiência na remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes. Essa abordagem está alinhada à perspectiva moderna de ETEs como biorrefinarias, que visam não apenas tratar o efluente, mas também recuperar recursos valiosos como água, energia e bioprodutos, inserindo o saneamento nos princípios da economia circular (Zhang, Ji e Liu, 2021). A busca por essas alternativas não é apenas uma questão de otimização técnica, mas uma necessidade estratégica para que o Brasil avance no cumprimento de suas metas de saneamento.

3.2. SISTEMAS GRANULARES: TECNOLOGIA E EFICIÊNCIA

A busca por processos de tratamento de efluentes mais compactos, eficientes e sustentáveis impulsionou o desenvolvimento de tecnologias baseadas em biomassa agregada. Dentre elas, a tecnologia de lodo granular se destaca, tendo evoluído de sistemas puramente bacterianos para consórcios simbióticos mais complexos, como os fotogrânulos.

3.2.1. Lodo granular aeróbio (LGA): funcionamento e vantagens

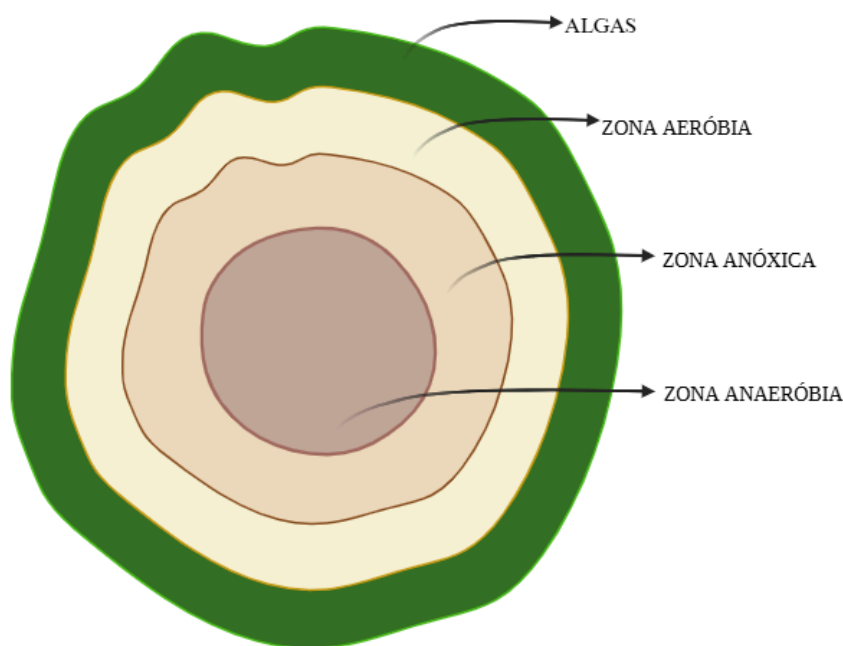
A tecnologia de lodo granular aeróbio (do inglês *Aerobic Granular Sludge* – LGA), reportada pela primeira vez por Mishima e Nakamura (1991), representa um avanço significativo em relação aos sistemas de lodos ativados. A sua consolidação como tecnologia viável ocorreu a partir de estudos do início dos anos 2000, que elucidaram os mecanismos de formação. Foi demonstrado que a autoagregação microbiana em grânulos densos era possível em reatores em bateladas sequenciais (do inglês *Sequencing Batch Reactors* – RBS) sob pressões seletivas específicas, como: (i) tempo de sedimentação curto, que seleciona a biomassa de sedimentação rápida; (ii) alta força de cisalhamento hidrodinâmico, que promove a formação de grânulos compactos e regulares; e (iii) regime de alimentação do tipo "festa/fome" (*feast/famine*), que seleciona microrganismos com capacidade de armazenar substrato (Beun *et al.*, 1999; Liu e Tay, 2002; de Kreuk e Van Loosdrecht, 2004).

O processo de granulação é mediado pela produção de substâncias poliméricas extracelulares (do inglês *Extracellular Polymeric Substances* – EPS), uma matriz coesiva

composta por uma mistura complexa de proteínas (PN), polissacarídeos (PS) e outros biopolímeros. Essa matriz aumenta a hidrofobicidade da superfície celular e facilita a adesão entre os microrganismos, sendo fundamental para a integridade estrutural do grânulo (Sarma *et al.*, 2017).

A principal vantagem funcional do LGA está em sua estrutura estratificada, originada pela limitação na difusão de oxigênio da superfície para o núcleo do grânulo (Pronk *et al.*, 2015). Essa propriedade cria microzonas redox distintas que coexistem em um único agregado: uma camada externa aeróbia, uma intermediária anóxica e um núcleo anaeróbio (Figura 2). Essa organização espacial permite o desenvolvimento de uma comunidade microbiana diversificada, viabilizando a **nitrificação e desnitrificação Simultânea** (NDS) e a **remoção biológica aprimorada de fósforo** (do inglês *Enhanced Biological Phosphorus Removal* – EBPR) em um único reator. Revisões recentes confirmam que essa capacidade de realizar múltiplos processos biológicos de forma compacta é o grande diferencial da tecnologia, embora a manutenção da estabilidade granular a longo prazo continue sendo um desafio central (Zhang *et al.*, 2021; Shameem e Sabumon, 2023).

Figura 2 – Composição das microzonas dos fotogrânulos aeróbios.

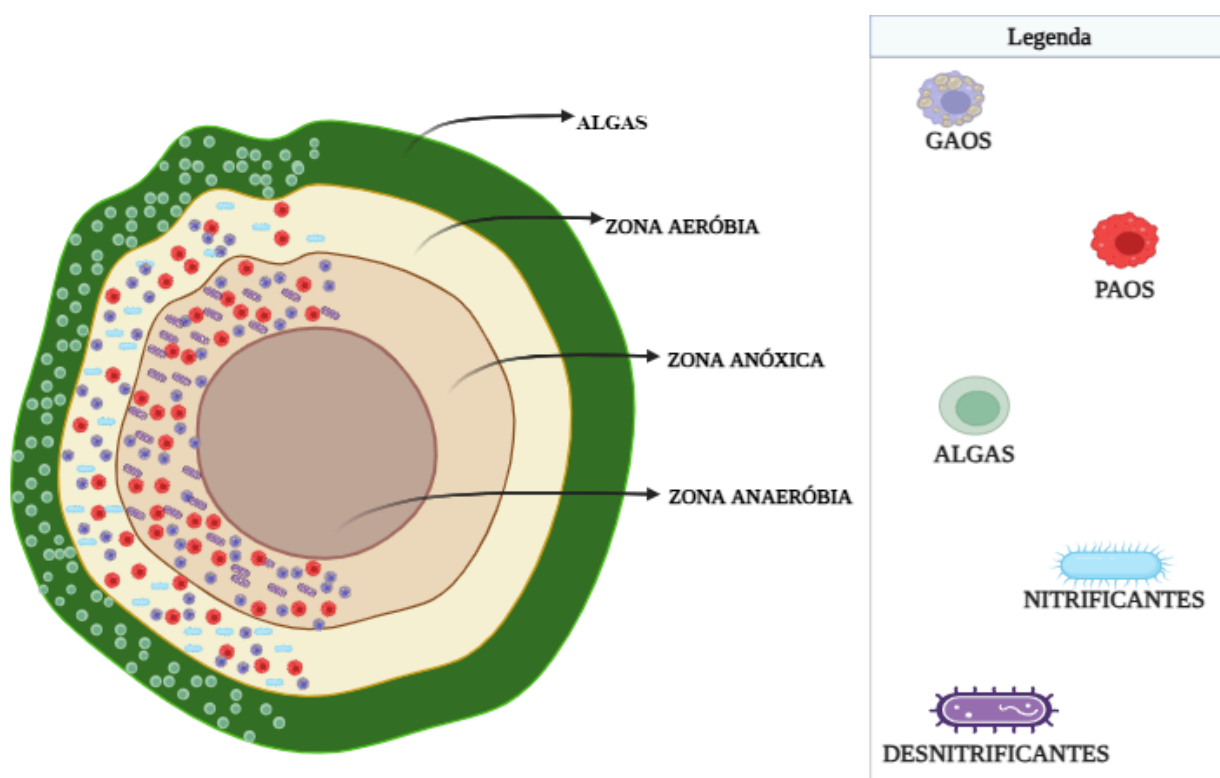


Fonte: Adaptado de Fard e Wu, 2023

3.2.2. Fotogrânulos (LGA-AB): evolução sustentável do LGA

Uma evolução recente desta tecnologia é a formação do Consórcio Granular Algal-Bacteriano (LGA-AB), também conhecido como fotogrânulo aeróbio. O estudo pioneiro de Huang *et al.* (2015) demonstrou a formação espontânea de fotogrânulos pela simples exposição de um RBS com LGA à luz solar. Cultivados em fotobiorreatores em bateladas sequenciais (do inglês *photo-sequencing batch reactors* – FRBS), estes sistemas integram microalgas à matriz granular, estabelecendo uma robusta relação simbiótica (Figura 3).

Figura 3 – Composição de fotogrânulos aeróbios



Fonte: Adaptado de Fard e Wu, 2023

Nessa interação, as microalgas realizam a fotossíntese, produzindo oxigênio que é consumido *in situ* pelas bactérias aeróbias para a oxidação de poluentes. Em contrapartida, as bactérias liberam dióxido de carbono durante a respiração, que é prontamente assimilado pelas algas como fonte de carbono (Chen *et al.*, 2025). Essa troca gasosa interna pode diminuir drasticamente a demanda por aeração mecânica, um dos principais custos operacionais em ETEs convencionais (Tang *et al.*, 2016; Abouhend *et al.*, 2018).

Além da potencial economia de energia, o consórcio LGA-AB apresenta vantagens como a remoção aprimorada de nutrientes via assimilação algal e uma maior estabilidade estrutural dos fotogrânulos, atribuída tanto à produção adicional de EPS quanto à ação estruturante de algas filamentosas que podem funcionar como um esqueleto para o biofilme (He *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2024). Pesquisas têm demonstrado o potencial desta biomassa para a recuperação de bioprodutos, como lipídios para biodiesel (Meng *et al.*, 2019) e exopolímeros de valor agregado (Nascimento, 2022).

Apesar dos benefícios, a tecnologia ainda está em desenvolvimento. A manutenção de um equilíbrio estável entre as populações algal e bacteriana, a otimização da penetração de luz em altas densidades de biomassa e a prevenção da desintegração granular são desafios que vêm sendo investigados em estudos recentes, incluindo os realizados no LSA-UFPE (Sales *et al.*, 2022; Campos, 2022; Marinho, 2020). A compreensão dos fatores que governam essa complexa ecologia, como os parâmetros hidráulicos, é, portanto, fundamental para a consolidação e aplicação da tecnologia.

3.3. O PAPEL CRÍTICO DA TAXA DE TROCA VOLUMÉTRICA

A estabilidade e o desempenho de sistemas granulares são altamente dependentes de parâmetros hidráulicos e operacionais, como classicamente estabelecido na literatura e confirmado em revisões recentes (Franca *et al.*, 2018; Shameem e Sabumon, 2023). Dentre eles, a **taxa de troca volumétrica** (do inglês *volumetric exchange rate* – TV) é um fator crítico, pois define diretamente o **tempo de retenção hidráulica** (do inglês *hydraulic retention time* – TRH). O TRH, por sua vez, atua como uma variável que influencia a carga de poluentes, a pressão de seleção hidrodinâmica e a dinâmica da comunidade microbiana (Ahmad *et al.*, 2017). A escolha da TV ideal, portanto, não é trivial e envolve um balanço complexo entre a estabilidade física da biomassa e sua funcionalidade biológica.

Na teoria consolidada nos trabalhos de Liu e Tay (2002), considera-se que a principal força motriz para a formação de grânulos é a alta pressão de seleção hidráulica. Em Reatores em Bateladas Sequenciais (*Sequencing Batch Reactors* – RBS), esse efeito é obtido pela aplicação de TVs elevadas, que resultam em TRHs curtos combinados a tempos de sedimentação reduzidos. Esse arranjo promove a lavagem seletiva da biomassa floculenta, permitindo a retenção apenas de agregados microbianos suficientemente densos para sedimentar rapidamente. Como consequência, há o favorecimento da autoagregação celular e

do aumento na produção de Substâncias Poliméricas Extracelulares (*Extracellular Polymeric Substances* – EPS), culminando em biomassa granular compacta e estável.

Entretanto, a mesma pressão seletiva que beneficia a estrutura física dos grânulos pode ser prejudicial para a remoção completa de nutrientes. Processos biológicos chave, como a nitrificação, são realizados por microrganismos de crescimento lento. As bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e, especialmente, as bactérias oxidadoras de nitrito (BON), possuem tempos de duplicação que podem exceder vários dias. Um TRH muito curto pode resultar em um Tempo de Retenção Celular (TRC) inferior ao necessário para que essas populações se estabeleçam, levando ao seu *washout* e à falha da nitrificação, um princípio fundamental demonstrado por De Kreuk e Van Loosdrecht (2004).

Essa limitação é ainda mais acentuada em sistemas de fotogrânulos. Além das bactérias nitrificantes, muitas espécies de microalgas, essenciais para a simbiose, também apresentam taxas de crescimento lentas e são igualmente suscetíveis ao *washout* em TRHs restritivos, um desafio destacado em revisões recentes (Nguyen *et al.*, 2022). Portanto, operar com uma TV muito elevada pode, selecionar grânulos fisicamente estáveis, mas biologicamente incompletos.

Por outro lado, a adoção de uma TV mais baixa (TRH mais longo) proporciona o tempo de residência necessário para a retenção de comunidades de crescimento lento, favorecendo a estabilização da nitrificação e o estabelecimento de uma robusta população algal (Ahmad *et al.*, 2017). Contudo, um TRH excessivamente longo pode ser contraproducente. A redução da pressão seletiva hidráulica pode levar à proliferação de microrganismos filamentosos, diminuindo a densidade dos grânulos e, em casos extremos, causando a desintegração completa da estrutura, como demonstrado na abrangente revisão sobre estabilidade granular de Franca *et al.* (2018).

Fica evidente, portanto, que a escolha da TV em sistemas de fotogrânulos envolve uma troca fundamental, ou seja, é preciso equilibrar a necessidade de um TRH curto para manter a estrutura e a compacidade dos grânulos com a necessidade de um TRH longo para reter as comunidades de crescimento lento. A determinação de uma faixa operacional ótima que satisfaça simultaneamente a estabilidade física e a eficiência biológica é, portanto, a lacuna de conhecimento central que este trabalho se propõe a investigar.

3.4. MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMAS GRANULARES

A eficiência dos sistemas granulares reside em sua capacidade de abrigar diversos processos biológicos simultaneamente. A estrutura estratificada única dos fotogrânulos, com gradientes de oxigênio, luz e substrato, cria nichos ecológicos distintos que permitem a remoção integrada de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, que serão detalhados a seguir.

3.4.1. Remoção de matéria orgânica (DQO)

A remoção de matéria orgânica, quantificada como **Demanda Química de Oxigênio** (do inglês *Chemical Oxygen Demand* – DQO), em fotogrânulos é um processo sinérgico que vai além da simples oxidação bacteriana. O mecanismo primário é a assimilação de compostos carbonáceos por bactérias heterotróficas aeróbias, que utilizam o substrato como fonte de energia e carbono para o crescimento celular (Metcalf & Eddy, 2016). Em sistemas de **Consórcio Granular Algal-Bacteriano** (LGA-AB), essa capacidade é intensificada pela alta concentração de biomassa retida, o que confere ao sistema grande resiliência a choques de carga (Franca *et al.*, 2018).

A principal vantagem do consórcio reside na **aeração fotossintética**. O oxigênio produzido pelas microalgas na camada externa do grânulo é disponibilizado *in situ* para as bactérias heterotróficas, o que pode sustentar a oxidação da matéria orgânica mesmo sob condições de baixa aeração mecânica. Essa interação foi demonstrada por Tang *et al.* (2016), que alcançaram remoções eficientes com taxas de aeração reduzidas, e por Zhang *et al.* (2018), que confirmaram a melhoria do desempenho em fotobiorreatores.

Além disso, as microalgas contribuem diretamente para a remoção de carbono. Como organismos autotróficos, elas assimilam o CO₂ produzido pela respiração bacteriana. Contudo, muitas espécies de microalgas encontradas em ETEs, como *Chlorella* e *Scenedesmus*, são capazes de metabolismo **mixotrófico**, ou seja, podem utilizar compostos orgânicos simples (como acetato e glicose) como fonte de carbono, especialmente em condições de limitação de luz, complementando a remoção bacteriana (Zhang *et al.*, 2021).

Na prática, essa combinação de mecanismos resulta em eficiências de remoção de DQO consistentemente elevadas em **Fotobiorreatores em Bateladas Sequenciais** (do inglês *Photo-Sequencing Batch Reactors* – FRBS). Estudos como o de Almeida (2023), tratando esgoto doméstico de baixa carga, reportaram uma média de 88% de remoção de DQO. Essa

robustez na remoção de matéria orgânica é fundamental, pois não apenas clarifica o efluente, mas também disponibiliza o carbono necessário para processos como a desnitrificação.

3.4.2. Remoção de nitrogênio

A remoção de nitrogênio é um dos processos mais complexos e importantes no tratamento de esgotos, e nos fotogrânulos ela ocorre através de um ciclo biogeoquímico intrincado que, de acordo com Campos (2022), envolve múltiplas vias biológicas simultâneas.

1. **Amonificação:** É a conversão do nitrogênio orgânico do esgoto em nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) por hidrólise bacteriana.
2. **Nitrificação:** Este processo aeróbio ocorre na camada externa dos fotogrânulos, onde o oxigênio (proveniente da aeração mecânica e/ou fotossintética) é abundante. É uma oxidação em duas etapas:
 - **Nitritaço:** A amônia é oxidada a nitrito (N-NO_2^-) por **bactérias oxidadoras de amônia** (do inglês *Ammonia-Oxidizing Bacteria* – BOA).
 - **Nitrataço:** O nitrito é oxidado a nitrato (N-NO_3^-) por **bactérias oxidadoras de nitrito** (do inglês *Nitrite-Oxidizing Bacteria* – BON).
3. **Desnitrificação:** O nitrato e o nitrito difundem-se para as zonas anóxicas internas dos fotogrânulos. Ali, bactérias heterotróficas facultativas os utilizam como aceptores de elétrons para oxidar a matéria orgânica, reduzindo-os a nitrogênio gasoso (N_2). A coexistência dessas zonas no mesmo grânulo permite a **nitrificação e desnitrificação simultânea** (NDS), uma das vantagens mais significativas da tecnologia granular (Winkler *et al.*, 2015).

Nos fotogrânulos, as microalgas adicionam duas novas dimensões a este ciclo. Primeiro, a **assimilação direta**, onde as algas consomem N-NH_4^+ e N-NO_3^- como nutrientes para seu crescimento, representando uma via adicional de remoção. Segundo, a luz pode atuar como parâmetro de controle, pois altas intensidades luminosas podem causar **fotoinibição das BONs**, que são mais sensíveis que as BOAs. Isso leva à **nitrificação parcial**, com acúmulo de nitrito, uma via de tratamento mais econômica (Meng *et al.*, 2019; Huang *et al.*, 2020; Si *et al.*, 2022). O balanço entre essas vias é delicado e altamente dependente das condições operacionais, justificando a investigação aprofundada de parâmetros como a TV.

3.4.3. Remoção de fósforo

A remoção biológica de fósforo ocorre pelo processo de **remoção biológica aprimorada de fósforo** (do inglês *enhanced biological phosphorus removal* – EBPR). Este mecanismo é mediado por **organismos acumuladores de fosfato** (do inglês *polyphosphate-accumulating organisms* – PAOs), e sua eficiência depende da alternância de condições anaeróbias e aeróbias.

O processo pode ser dividido em duas fases-chave:

- **Fase anaeróbia:** Na ausência de aceptores de elétrons (oxigênio e nitrato), os PAOs assimilam fontes de carbono simples, como os **ácidos graxos voláteis** (do inglês *volatile fatty acids* – AGVs), e os armazenam como **polihidroxicanoatos** (do inglês *polyhydroxyalkanoates* – PHA), liberando ortofosfato para o meio.
- **Fase aeróbia:** Na presença de oxigênio, os PAOs utilizam a energia da oxidação dos PHAs armazenados para crescer e capturar uma quantidade de ortofosfato superior à que foi liberada, acumulando-o como polifosfato intracelular (Oehmen *et al.*, 2007).

Atingir altas eficiências de EBPR, no entanto, tem se mostrado um desafio, muitas vezes pela competição com **organismos acumuladores de glicogênio** (do inglês *glycogen-accumulating organisms* – GAOs) (Rollemberg *et al.*, 2019). Contudo, a biomassa fotogranular, enriquecida pela assimilação algal, apresenta um potencial intrínseco para a recuperação de fósforo biodisponível, que pode ser reutilizado como biofertilizante, como demonstrado por Almeida (2023) e Cai *et al.* (2019). A otimização das condições operacionais para favorecer os PAOs é, portanto, um dos principais focos de pesquisa.

3.5. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES

O tratamento de efluentes no Brasil é regulamentado por um conjunto de normas que estabelecem padrões de qualidade para o lançamento em corpos d'água, servindo como balizador para avaliar a eficácia de tecnologias inovadoras, como o consórcio fotogranular aeróbio (LGA-AB). A principal diretriz em âmbito federal é a **resolução do conselho nacional do meio ambiente (CONAMA) nº 430, de 13 de maio de 2011**, que complementa e altera a Resolução nº 357/2005, responsável pela classificação dos corpos hídricos.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece limites máximos para parâmetros como pH, temperatura, materiais sedimentáveis, óleos e graxas, e concentrações de compostos

específicos. No caso da **demanda química de oxigênio (DQO, do inglês *Chemical oxygen demand*)**, não há um limite fixo para esgoto sanitário, sendo a remoção mínima frequentemente referenciada em legislações estaduais. Para nutrientes, a resolução define limites claros, incluindo **20 mg/L para nitrogênio amoniacal total** em efluentes lançados.

É importante ressaltar que legislações estaduais podem impor padrões mais rigorosos, adaptados às características locais das bacias hidrográficas. No estado de **Pernambuco**, a principal norma é o **decreto estadual nº 38.575/2012**, que regulamenta a política estadual de recursos hídricos. Esse decreto, em conjunto com resoluções do Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA), confere à Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH) competência para definir condições específicas de lançamento de efluentes. Como exemplo, a **resolução CONSEMA nº 10/2020** estabelece padrões para corpos d'água de Classe 2 (destinados ao abastecimento humano após tratamento convencional, à proteção de comunidades aquáticas, à recreação de contato primário e à irrigação de hortaliças e frutíferas). Para esta classe, a remoção mínima de **demanda bioquímica de oxigênio (DBO, do inglês *biochemical oxygen demand*)** deve ser de **80%**, enquanto o limite para **fósforo total** é de **1,0 mg/L**, representando um padrão significativamente mais restritivo do que muitas legislações federais.

Esses parâmetros legais servirão como referência para avaliar a eficiência do LGA-AB no tratamento de efluentes, garantindo que a tecnologia proposta seja capaz de atender simultaneamente às exigências federais e estaduais, especialmente no que se refere à remoção de nutrientes e matéria orgânica. O cumprimento desses padrões é, portanto, um critério fundamental para validar a aplicabilidade prática do consórcio fotogranular.

4. METODOLOGIA

A presente seção descreve os materiais e métodos usados no desenvolvimento da pesquisa.

4.1. SISTEMA EXPERIMENTAL E OPERAÇÃO

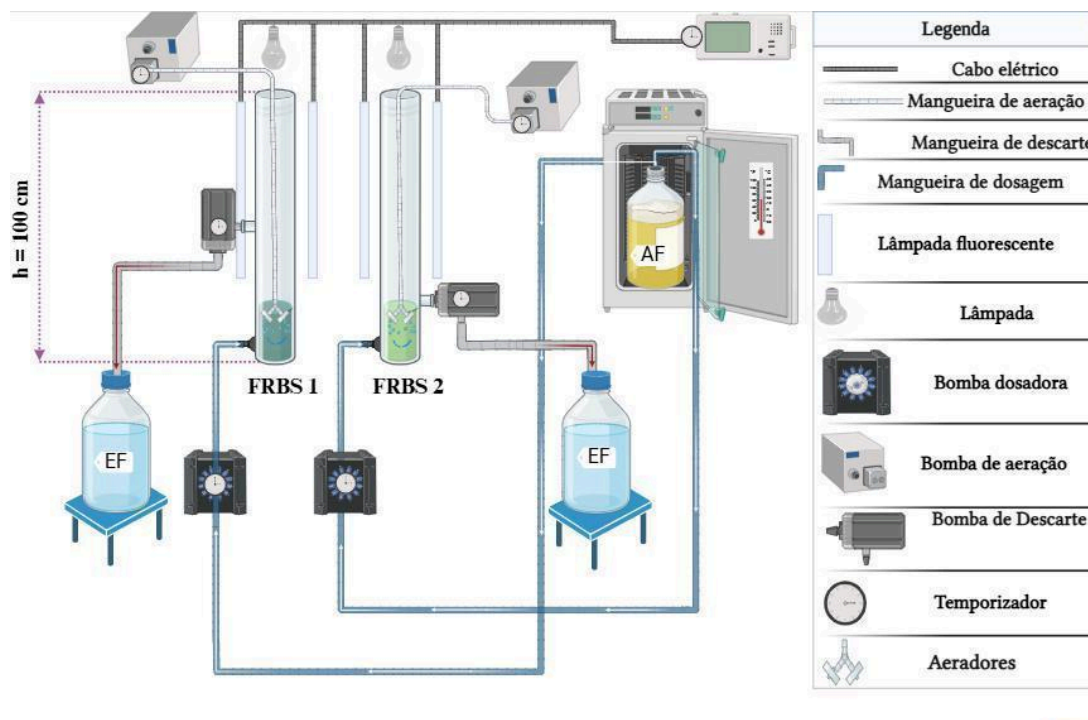
O estudo foi conduzido no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco (LSA-UFPE). Foram operados dois fotobiorreatores em bateladas sequenciais (FRBS) idênticos, denominados FRBS1 e FRBS2, em escala laboratorial. Os reatores, confeccionados em acrílico transparente, possuem formato de coluna com 1,0 m de altura, 74 mm de diâmetro interno e um volume útil de 4,0 L.

Ambos os reatores foram submetidos à iluminação artificial, provida por lâmpadas tubulares posicionadas lateral e superiormente, assegurando um fluxo luminoso de $100 \pm 20 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, em fotoperíodo de 12 horas claro e 12 horas escuro. A intensidade luminosa foi monitorada por luxímetro **Akrom® KR852** (Akrom Produtos Eletrônicos, São Leopoldo-RS).

O sistema de aeração era composto por duas bombas de aeração **Boyu® SC-7500**, conectados a difusores de bolhas finas confeccionados em pedras porosas cilíndricas ($\varnothing = 3$ cm) na base dos reatores, garantindo a mistura e a oxigenação durante as fases aeróbias. A alimentação do afluente foi realizada por bomba dosadora **HANNA® BL Black Stone**, enquanto o descarte do efluente tratado ocorreu por meio de eletrobomba de drenagem **CONSUL®**, o esgoto sintético foi mantido refrigerado a $18,6 \pm 4,2^\circ\text{C}$.

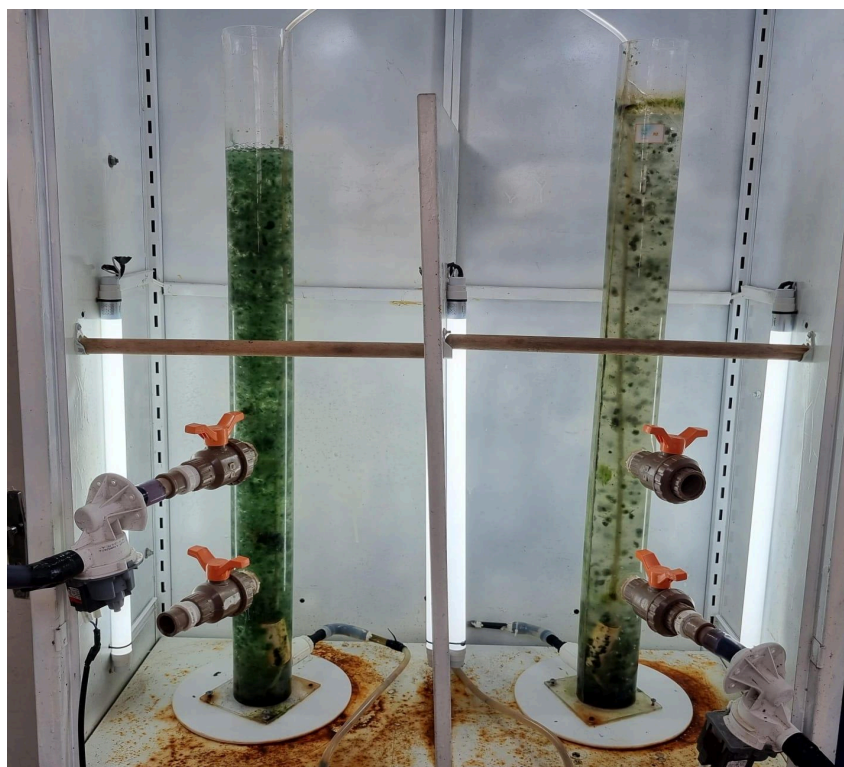
Todo o sistema foi automatizado por meio de temporizadores modelo **Fertak Digital** para garantir a precisão e a repetibilidade dos ciclos operacionais. A representação esquemática do sistema experimental utilizado neste estudo é apresentada na **Figura 4** e a **Figura 5** exibe a montagem dos fotobiorreatores em operação no laboratório.

Figura 4 – Esquema dos fotobiorreatores



Fonte: O autor (2025)

Figura 5 – Imagem dos fotobiorreatores em escala de bancada durante a operação



Fonte: O autor (2024)

4.1.1. Inóculo microbiano e afluente sintético

O inóculo aplicado nos reatores foi obtido a partir da mistura de lodo ativado e de uma cultura mista de microalgas oriunda de lagoa de alta taxa. O lodo ativado, coletado em um tanque de aeração de uma estação localizada em Goiana (PE), apresentou concentração de 2,4 gSSV/L e índice volumétrico de lodo (IVL₃₀/IVL₅) de 65 mL/L. Já a cultura de microalgas, proveniente da ETE-Mangueira (Recife-PE), apresentou baixa capacidade de sedimentação, com valor de 2,0 gSSV/L.

O afluente utilizado no experimento foi esgoto sintético formulado para simular as características de um esgoto doméstico, com uma concentração de DQO o esgoto sintético utilizado como afluente foi preparado de modo a reproduzir características semelhantes às do esgoto doméstico monitorado em estudos anteriores com a ETE-Mangueira. Sua formulação apresentou concentração de DQO em torno de $447 \pm 66,2$ mg/L, utilizando glicose como fonte de carbono, além de 340 mg/L de NH₄Cl, 34 mg/L de KH₂PO₄, 3,2 mg/L de CaCl₂, 3,2 mg/L de MgSO₄·H₂O, 1,6 mg/L de FeSO₄·7H₂O, 500 mg/L de NaHCO₃ e 1 mL/L de solução de micronutrientes. Para esta última, seguiu-se a composição proposta por Huang *et al.* (2015), apresentada em detalhe na **Tabela 1**.

Tabela 1 - Solução de micronutrientes

Componente	Fórmula molecular	Concentração (mg/L)
Ácido bórico	H ₃ BO ₃	50
Cloreto de zinco	ZnCl ₂	50
Cloreto de Cobre	CuCl ₂	38
Sulfato de manganês monohidratado	MnSO ₄ ·H ₂ O	50
Molibdato de amônio tetra hidratado	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O	50
Cloreto de alumínio	AlCl ₃	50
Cloreto de cobalto hexahidratado	CoCl ₂ ·6H ₂ O	63,5
Cloreto de níquel	NiCl ₂	50

Fonte: Huang *et al.* (2015).

4.2. CONDIÇÕES OPERACIONAIS E FASES DO ESTUDO

O experimento teve uma duração total de 530 dias, com a análise de dados deste trabalho focada no período de 70 dias, entre os dias 400 e 470 de operação, que corresponde a fase de maturação da biomassa fotogranular.

Durante todo o período, os reatores operaram com ciclos de 6 horas (360 minutos), totalizando 4 ciclos por dia. Essa duração foi estabelecida com base em estudos anteriores, Marinho (2020), para garantir tempo suficiente para a ocorrência dos processos biológicos de remoção de nutrientes. Cada ciclo foi composto por cinco etapas com durações fixas, conforme detalhado na **Tabela 2**.

Tabela 2 – Fases do ciclo operacional

Fase do ciclo	Tempo (minutos)
Enchimento	60
Reação aeróbia	279
Reação anóxica + pulso de ar	15
Sedimentação	5
Descarte	1

Fonte: O autor (2025)

O estudo foi dividido em duas fases principais. Na fase de partida (*start-up*), o foco foi avaliar o efeito da velocidade ascensional do ar na formação dos grânulos. Na fase de maturação, a Var foi padronizada e a variável sob investigação passou a ser a taxa de troca volumétrica (TV). As taxas de 50% e 75% foram selecionadas para impor diferentes pressões seletivas hidráulicas e de carga de poluentes, permitindo avaliar a resposta da comunidade microbiana e a estabilidade do processo em distintas condições de Tempo de Retenção Hidráulica (TRH), conforme apresentado na **Tabela 3**.

Tabela 3– Resumo das condições operacionais na fase de maturação (dias 400-470)

	Fase de maturação		
	Var (cm/s)	TV (%)	TRH (h)
FRBS1	0,5	50	12
FRBS2	0,5	75	8,0

Fonte: O autor (2025)

4.3. MONITORAMENTO E MÉTODOS ANALÍTICOS

A seguir, são apresentados os procedimentos de monitoramento e as análises laboratoriais realizadas.

4.3.1. Análises físico-químicas

O monitoramento do desempenho dos reatores e a caracterização da biomassa foram realizados por meio de coletas e análises periódicas. As análises seguiram os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Duas vezes na semana foram realizadas coletas de início (afluente - AF) e final (efluente - EF) de ciclo. As análises físico-químicas, e série de sólidos foram realizadas no LSA-UFPE.

As análises de nitrato e nitrito foram realizadas em cromatógrafo de íons, no equipamento: ICS-2100 da dionex; coluna analítica: IonPac AS23 2x250 mm. Com pré-coluna; e com fase móvel: carbonato de sódio 4,5 mM e bicarbonato de sódio 0,8 mM. As análises de cromatografia são enviadas para o Laboratório de Biologia Molecular e Tecnologia Ambiental (LABIOTA), localizado no LITPEG, na UFPE.

As análises físico-químicas foram realizadas duas vezes na semana, enquanto a série de sólidos semanalmente. A **Tabela 4** identifica os parâmetros físico-químicos analisados ao longo do experimento.

Tabela 4 - Métodos analíticos para monitoramento dos parâmetros físico-químicos

Parâmetro	Método de análise	Frequência	Referência
OD, T e pH	Sonda Multi-parâmetro	2 vezes por semana	Multiparâmetro Hach HQ40d
DQO filtrada	Colorimétrico	2 vezes por semana	SM 5220 D
Nitrito (N-NO₂⁻)	Íons	2 vezes por semana	SM 4500 NO ₂ - B
Nitrato (N-NO₃⁻)	Íons	2 vezes por semana	SM 4500 NO ₃ - E
Nitrogênio amoniacal(N-NH₄⁺)	Titulométrico	2 vezes por semana	SM 4500 N-NH ₃ C
Fósforo total e ortofosfato	Vanadato-molibdato	2 vezes por semana	SM 4500 P D

Série de sólidos	Gravimétrico	1 vez por semana	SM 2540
------------------	--------------	------------------	---------

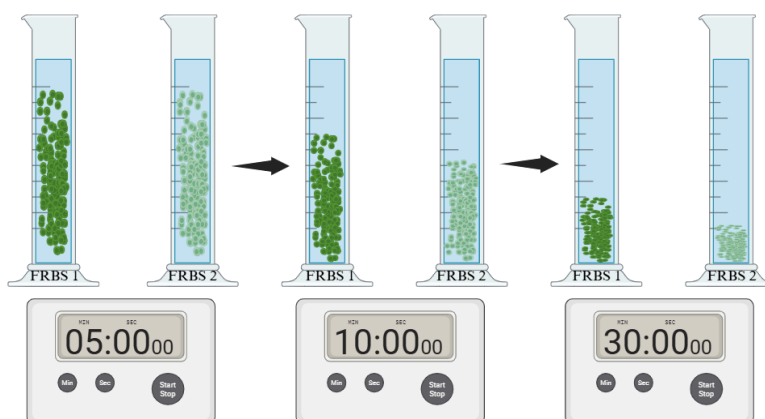
Legenda: OD – Oxigênio dissolvido (mg/L), T – Temperatura (°C), pH – Potencial hidrogeniônico

Fonte: O autor (2025)

4.3.2. Caracterização da biomassa

A sedimentabilidade da biomassa foi avaliada semanalmente por meio do Índice Volumétrico do Lodo (IVL), seguindo o procedimento descrito por Schwarzenbeck *et al.* (2004). Para cada análise, amostras de 1 L de licor misto foram sedimentadas em provetas graduadas, com o volume de sólidos (VLs) sendo registrado nos tempos de 5, 10 e 30 minutos (Figura 6).

Figura 6 – Ilustração do ensaio para determinação do índice volumétrico do lodo (IVL)



Fonte: O autor (2025)

O IVL (mL/gSST) foi calculado como a razão entre o volume de sólidos sedimentados e a concentração de Sólidos Suspensos Totais (SST), conforme a **Equação 1**, permitindo monitorar a evolução da capacidade de compactação do lodo.

$$IVL = \frac{VL}{SST}$$

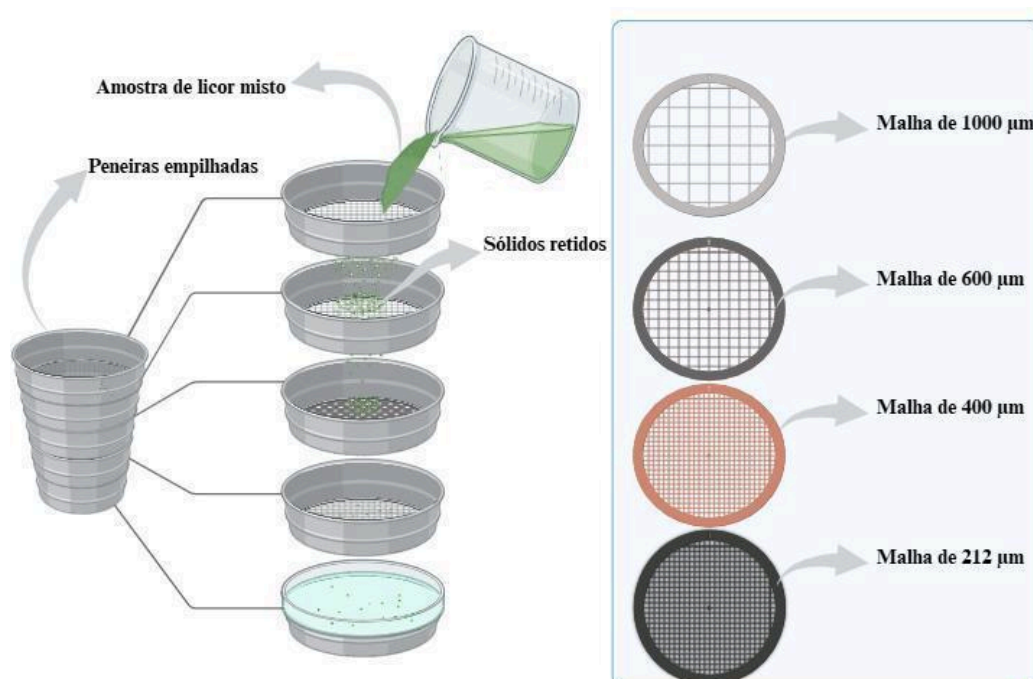
(1)

Onde:

- **IVL**: índice volumétrico do lodo no tempo t (mL g^{-1} SST);
- **VL**: volume de sólidos sedimentados (mL L^{-1});
- **SST**: concentração de sólidos suspensos totais (g L^{-1});
- **t**: tempo de sedimentação (min).

A distribuição do tamanho dos grânulos foi determinada semanalmente, seguindo a metodologia de peneiramento úmido adaptada de Bin *et al.* (2011). Para a análise, um volume de amostra de 100 mL do licor misto foi utilizado. A amostra foi despejada sobre um conjunto de peneiras de aço inoxidável com aberturas de malha de 212, 400, 600 e 1000 μm , empilhadas em ordem crescente de abertura, conforme ilustrado na **Figura 7**. Um recipiente foi posicionado sob a última peneira (212 μm) para coletar a fração de sólidos com diâmetro inferior (biomassa flocculenta).

Figura 7 – Ilustração do método de peneiramento úmido para análise granulométrica.



Fonte: O autor (2025).

O material retido em cada peneira foi cuidadosamente recuperado por meio de retrolavagem com água deionizada. Em seguida, a massa de sólidos de cada fração granulométrica ($\varnothing < 212 \mu\text{m}$; $212 \mu\text{m} \leq \varnothing < 400 \mu\text{m}$; $400 \mu\text{m} \leq \varnothing < 600 \mu\text{m}$; $600 \mu\text{m} \leq \varnothing < 1000 \mu\text{m}$;

$\varnothing \geq 1000 \mu\text{m}$) foi quantificada individualmente pela análise de Sólidos Suspensos Totais (SST), conforme o método padrão APHA (2012).

A morfologia dos agregados e a dinâmica da comunidade microbiana foram acompanhadas por microscopia óptica (**Leica®**, **modelo MDE**), com ampliações de 10x, 40x e 100x. As observações foram realizadas semanalmente, e as imagens registradas fotograficamente com o intuito de documentar a evolução da biomassa.

4.3.3. Análise de substâncias poliméricas extracelulares (EPS)

O conteúdo de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) foi determinado por meio da soma das frações de proteínas (PN) e polissacarídeos (PS), que constituem os principais componentes da matriz extracelular responsável pela estrutura, coesão e estabilidade dos grânulos aeróbios. Essa matriz atua como um agente de ligação entre as células microbianas, favorecendo a formação de agregados compactos e a resistência dos grânulos a variações hidrodinâmicas e ambientais.

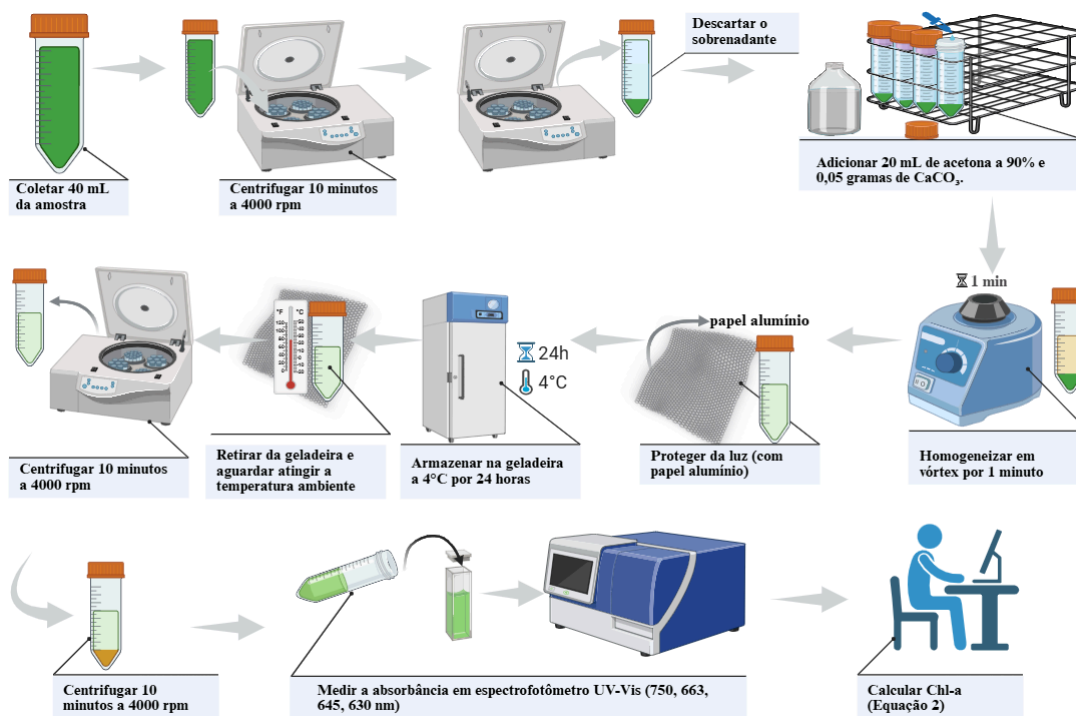
A extração do EPS foi realizada seguindo o procedimento descrito por Arellano-Badillo *et al.* (2014), o qual permite a separação eficiente dos compostos extracelulares sem causar danos significativos à estrutura celular. Após a extração, as frações de proteínas (PN) e polissacarídeos (PS) foram quantificadas utilizando métodos colorimétricos consagrados na literatura: o método de Lowry *et al.* (1951) para determinação de proteínas, e o método de Dubois *et al.* (1956) para quantificação de polissacarídeos.

Essas análises permitiram avaliar a composição bioquímica do EPS e, conseqüentemente, inferir sobre a qualidade estrutural e funcional dos grânulos aeróbios formados durante a operação dos reatores.

4.3.4. Análise de clorofila-a

A concentração de Clorofila-a (Chl-a), indicador da biomassa fotossintética, foi quantificada semanalmente. O método consistiu em três etapas principais: preparação da amostra por centrifugação, extração do pigmento com acetona e, por fim, a análise espectrofotométrica. O fluxograma completo deste procedimento está ilustrado na **Figura 8**.

Figura 8 –Esquema do procedimento de extração e quantificação de clorofila-a.



Fonte: O autor (2025).

O processo iniciou-se com a coleta de 40 mL de licor misto, que foram centrifugados a 4000 rpm por 10 minutos. O pellet de biomassa foi ressuspenso em 20 mL de acetona a 90% (v/v) com 0,05 g de Carbonato de Cálcio (CaCO₃) e homogeneizado. A extração ocorreu por 24 horas a 4°C, ao abrigo da luz. Após uma segunda centrifugação e aclimação da amostra, a absorbância do extrato foi determinada em um espectrofotômetro UV-Vis (NANOCOLOR® VIS II) nos comprimentos de onda de 750, 663, 645 e 630 nm. A concentração final foi calculada utilizando a **Equação 2**.

$$Chl - a (mg/L) = \frac{[11.64(A_{663} - A_{750}) - 2.16(A_{645} - A_{750}) + 0.10(A_{630} - A_{750})] \times V_{acet}}{(V_{amostra} \times \sigma)}$$

(2)

Onde:

- **Chl-a:** concentração de clorofila-a (mg L⁻¹);
- **A_λ:** absorbância da amostra no comprimento de onda λ;
- **V_{acet}:** volume de acetona utilizado na extração (mL);
- **V_{amostra}:** volume original da amostra de licor misto (L);

- σ : caminho óptico da cubeta (cm).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Baseado nos materiais utilizados e na metodologia citada, nesta seção, são apresentados e discutidos os resultados obtidos durante o período de monitoramento de 70 dias (dia 400 a 470 de operação). A análise foca no desempenho dos fotobiorreatores FRBS1 e FRBS2, correlacionando a remoção de poluentes com as estratégias operacionais aplicadas e contextualizando os resultados com a literatura científica pertinente.

5.1. CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE SINTÉTICO (AF)

A composição do afluente sintético foi projetada para simular um esgoto doméstico, garantindo a reprodutibilidade e o controle das condições experimentais. As características médias do afluente, monitoradas durante o período, estão consolidadas na **Tabela 5**.

A carga carbonácea foi estabelecida para sustentar o metabolismo heterotrófico, caracterizando o afluente como de carga média, de acordo com a classificação de **Metcalf & Eddy (2016)**. A formulação foi baseada em estudos anteriores desenvolvidos no mesmo laboratório, como o de **Sales (2018)**, para assegurar a relevância e a comparabilidade dos dados.

Os macronutrientes essenciais, nitrogênio e fósforo, foram fornecidos em concentrações que resultaram em uma relação DQO:N:P de aproximadamente **85:10:1**. Esta proporção é considerada nutricionalmente balanceada para processos biológicos de tratamento de esgoto, evitando a limitação do crescimento microbiano. A suplementação com uma solução de micronutrientes, seguindo a metodologia de Huang *et al.* (2015), também foi empregada para prevenir deficiências metabólicas.

As condições físico-químicas, como o pH levemente ácido e a temperatura, foram mantidas em uma faixa compatível com o desenvolvimento da microbiota heterotrófica e fototrófica. A baixa concentração de oxigênio dissolvido é uma característica inerente a um afluente com matéria orgânica prontamente biodegradável.

Tabela 5 - Características do esgoto sintético

Parâmetro	Valor médio	Desvio padrão
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,44	$\pm 0,18$
pH	6,09	$\pm 0,59$
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	18,64	$\pm 4,29$
Matéria orgânica ($\text{mg DQO}\cdot\text{L}^{-1}$)	447	$\pm 66,2$
Nitrogênio total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	54,2	$\pm 6,2$
Fósforo total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	5,5	$\pm 1,7$

Fonte: O autor (2025)

Dessa forma, a caracterização confirma que a formulação do afluente sintético se mostrou adequada e consistente, permitindo que o impacto das variações operacionais fosse avaliado sobre um sistema microbiano sem limitação nutricional.

5.2. RESULTADOS DOS FRBS CONFORME VARIAÇÕES OPERACIONAIS

A seguir, são detalhadas a evolução da granulometria, as características de sedimentabilidade, o crescimento e a composição da biomassa e o controle de sólidos nos reatores.

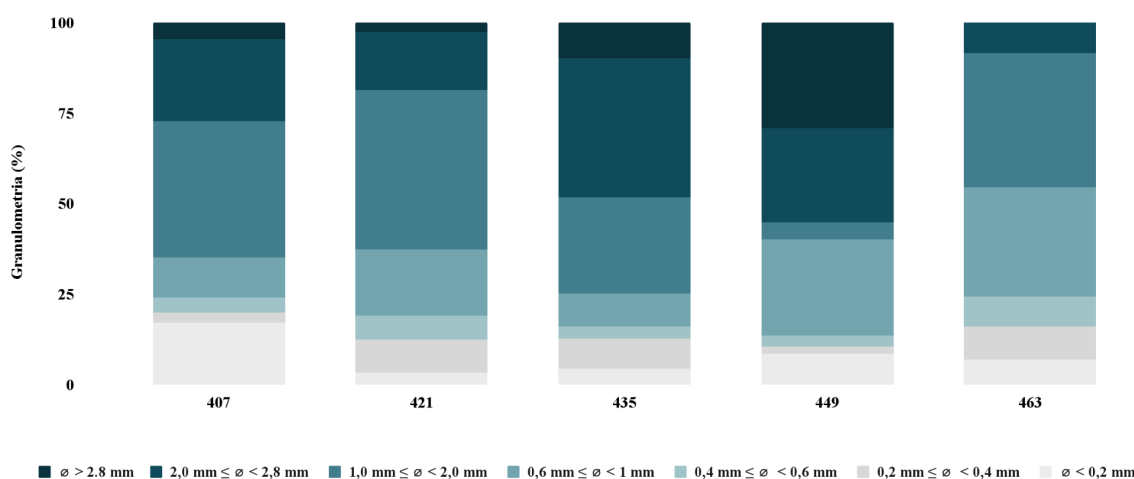
5.2.1. Desenvolvimento da biomassa

A análise da distribuição granulométrica da biomassa no reator FRBS1, operado com 50% de taxa de troca volumétrica, está detalhada na Figura 9. Os dados indicam que o sistema atingiu um estágio avançado de maturação granular. A efetividade do processo na seleção de agregados densos é evidenciada pelo fato de que, em média, $93,4 \pm 4,7\%$ da biomassa total possuía diâmetro superior a 0,2 mm. Este valor excede o critério estabelecido na literatura para definir um sistema com granulação completa, que preconiza que ao menos 80% das partículas da biomassa devem ser maiores que este limiar (DE KREUK *et al.*, 2005).

Adicionalmente, a análise revela a predominância de fotogrânulos de grande porte, com uma média de $64,9 \pm 1,4\%$ da biomassa apresentando diâmetro superior a 1,0 mm. Essa dimensão é considerada bem desenvolvida, visto que estudos com consórcio algal-bacteriano tratando efluentes de baixa carga orgânica frequentemente reportam a formação de agregados

com diâmetros médios inferiores, na faixa de 0,16 a 0,61 mm (CAI *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2018a). A consolidação desse perfil granulométrico, com baixa variabilidade ao longo do tempo, sugere que as condições operacionais aplicadas exerceram uma pressão seletiva adequada para reter e desenvolver uma biomassa estável. De fato, essa característica é uma das principais vantagens atribuídas aos consórcios alga-bactéria. Conforme reportado por He *et al.* (2018), a interação simbiótica tende a formar agregados mais compactos e estruturalmente mais estáveis, sendo menos propensos à desintegração quando comparados a sistemas puramente bacterianos.

Figura 9 – Distribuição granulométrica da biomassa no *FRBS1* (TV 50%).

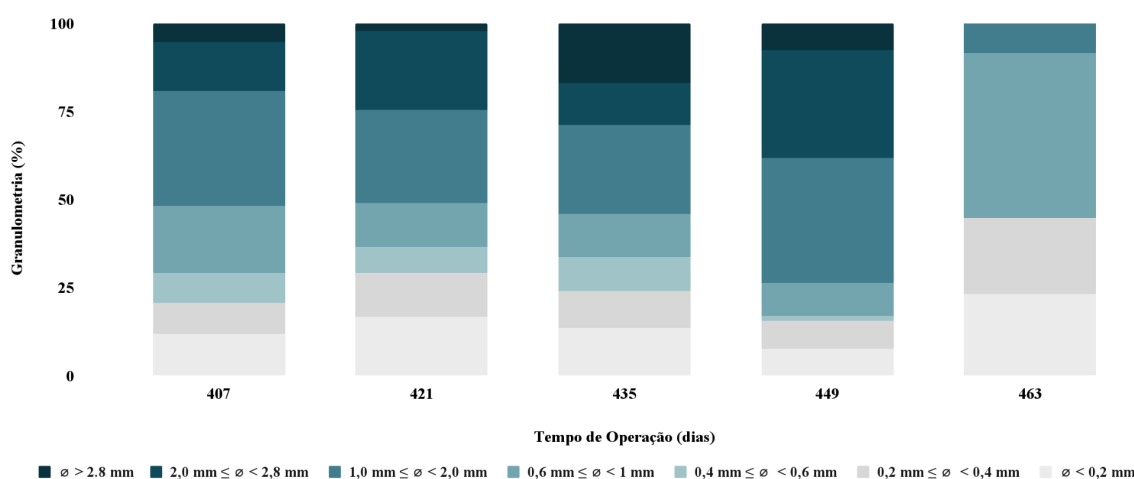


Fonte: O autor (2025)

Já na Figura 10 é ilustrada uma trajetória de **acentuada instabilidade estrutural** para a biomassa do *FRBS2*, submetido a uma TV mais elevada de 75%. Embora o sistema tenha mantido uma média de **89,3 ± 4,9%** da biomassa com diâmetro superior a 0,2 mm, a distribuição entre as frações foi irregular. A fração de grânulos com diâmetros >1,0 mm, com média de **59,0 ± 18,8%**, apresentou uma variabilidade superior à do *FRBS1*, essa maior amplitude na distribuição dos dados sugere que a alta taxa de troca volumétrica resultou em um ambiente mais dinâmico, com ciclos de lavagem de biomassa e reestruturação dos agregados. Essa dinâmica culminou em um evento de desintegração parcial próximo ao dia 463, momento em que a fração de partículas com **diâmetro inferior a 0,4 mm** atingiu um pico de **44,66%**, e os fotogrânulos com diâmetro superior a 2,0 mm desapareceram

completamente do sistema. A instabilidade e eventual desintegração de grânulos maduros sob condições de estresse hidrodinâmico ou mudanças operacionais abruptas é um fenômeno documentado na literatura, frequentemente associado ao cisalhamento excessivo ou à lavagem seletiva de biomassa menos densa (WANG *et al.*, 2024; ROLLEMBERG *et al.*, 2018).

Figura 10 – Distribuição granulométrica da biomassa no *FRBS2* (TV 75%).



Fonte: O autor (2025)

A comparação direta entre os reatores revela o impacto da taxa de troca volumétrica (TV) na estabilidade estrutural da biomassa. Enquanto o *FRBS1*, operado com TV de 50%, demonstrou um sistema em equilíbrio dinâmico e consolidação granular, o *FRBS2*, submetido a um maior estresse hidráulico com TV de 75%, exibiu instabilidades recorrentes. A força de cisalhamento hidrodinâmico é um parâmetro ambivalente: embora seja essencial para a seleção inicial e compactação dos agregados, seu excesso pode levar à erosão ou fratura de grânulos já estabelecidos (NANCHARAI AH; REDDY, 2017). Os resultados obtidos sugerem que a TV de 50% proporcionou um ambiente hidrodinâmico favorável à manutenção de uma biomassa fotogranular estável e madura. Em contrapartida, a TV de 75% parece ter imposto um nível de cisalhamento que superou a capacidade de coesão da biomassa, resultando em uma instabilidade crônica. A manutenção da integridade estrutural da biomassa a longo prazo,

especialmente sob diferentes regimes operacionais, é reconhecida como um dos principais desafios para a viabilização da tecnologia de lodo granular em larga escala (PISHGAR *et al.*, 2019; ROLLEMBERG *et al.*, 2020).

5.2.2. Análise dos dados de índice volumétrico do lodo (IVL).

A qualidade de sedimentação da biomassa é um parâmetro fundamental, pois reflete a maturação e a estabilidade estrutural dos agregados granulares. Essa característica é avaliada por dois indicadores principais, a relação IVL_{30}/IVL_{10} , que expressa a velocidade relativa de decantação, e o valor absoluto do IVL_{30} , que indica a compactação final do lodo. Conforme estabelecido por De Kreuk *et al.* (2005a), esses valores são cruciais para monitorar a transição de um lodo floculento para uma biomassa granular densa. A seguir, apresentam-se e discutem-se os dados obtidos para os sistemas *FRBS1* e *FRBS2*. A Tabela 6 detalha a evolução temporal dos parâmetros de sedimentabilidade para ambos os reatores.

Tabela 6 - Evolução de IVL_{10} , IVL_{30} e IVL_{30}/IVL_{10} nos FRBS

Dia de Operação	IVL_{10}	IVL_{30}	IVL_{30}/IVL_{10} (%)	IVL_{10}	IVL_{30}	IVL_{30}/IVL_{10} (%)
	<i>FRBS1</i>	<i>FRBS1</i>		<i>FRBS2</i>	<i>FRBS2</i>	
400	210,0	200,0	95,2	155,0	130,0	83,9
407	140,0	140,0	100,0	100,0	100,0	100,0
414	170,0	160,0	94,1	80,0	70,0	87,5
421	560,0	540,0	96,4	170,0	150,0	88,2
427	370,0	340,0	91,9	200,0	170,0	85,0
435	280,0	270,0	96,4	160,0	150,0	93,8
442	290,0	280,0	96,6	290,0	250,0	86,2
449	270,0	260,0	96,3	230,0	220,0	95,7
456	390,0	300,0	76,9	180,0	170,0	94,4
461	210,0	180,0	85,7	100,0	90,0	90,0
470	400,0	300,0	75,0	170,0	160,0	94,1

Fonte: O autor (2025)

A análise conjunta dos parâmetros de sedimentabilidade (Tabela 6) evidencia diferenças marcantes na estabilidade e compactação entre os reatores. A relação IVL_{30}/IVL_{10} , que indica a velocidade relativa de decantação, apresentou valores médios de $90,4 \pm 8,3\%$ para o *FRBS1* e $90,8 \pm 5,6\%$ para o *FRBS2*. Ao atingirem uma relação próxima a 90%, os valores de ambos os sistemas cumprem o critério de granulação completa, o que evidencia a formação de fotogrânulos maduros com excelente capacidade de sedimentação (De Kreuk, Heijnen e Van Loosdrecht, 2005).

Apesar da semelhança na velocidade de decantação, a avaliação dos valores absolutos de IVL_{30} , que refletem a compactação final da biomassa, evidencia um desempenho superior no *FRBS2*. Este reator apresentou um IVL_{30} médio de $160,0 \pm 50,2$ mL/g, indicando uma biomassa densa e estruturalmente estável. A manutenção de um lodo compacto constitui um objetivo fundamental da tecnologia granular, sendo este um fator crítico para sua viabilidade em aplicações de longo prazo, como aponta o estudo de Franca *et al.* (2018) sobre a estabilidade de grânulos em operação estendida.

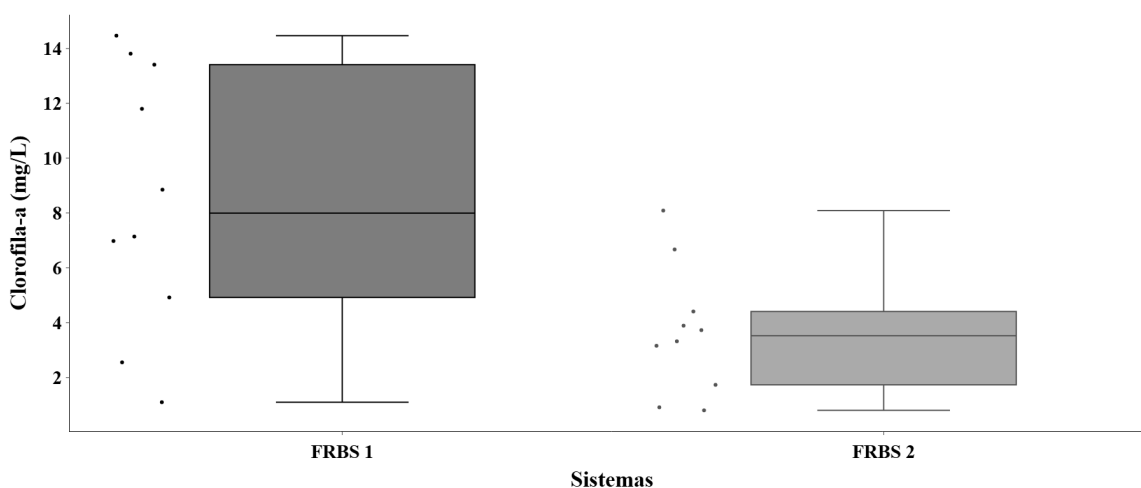
Em contrapartida, o *FRBS1* apresentou um comportamento instável. O IVL_{30} médio de $270,0 \pm 115,0$ mL/g foi significativamente mais alto e exibiu uma variabilidade superior ao dobro da observada no *FRBS2*. O pico de $540,0$ mL/g registrado no dia 421 (Tabela 6) pode indicar um episódio de inchaço do lodo (*bulking*), fenômeno associado à proliferação de microrganismos filamentosos, que prejudicam a compactação dos agregados (PISHGAR *et al.*, 2019). Essa observação é corroborada por Rollemberg *et al.* (2019), que relatam que grânulos aeróbios alimentados com glicose, como no caso do *FRBS1*, tendem a apresentar uma estrutura mais filamentosa e menos compacta do que aqueles alimentados com acetato. Adicionalmente, a queda da relação IVL_{30}/IVL_{10} para aproximadamente 75% ao final do período evidencia uma deterioração da estrutura granular. Este fenômeno de desestabilização e perda de integridade dos grânulos é um desafio documentado na literatura, sendo influenciado por pressões seletivas e condições operacionais (WANG *et al.*, 2007).

5.2.3. Dinâmica de crescimento, composição e estabilidade da biomassa

A dinâmica de crescimento da biomassa, a composição do consórcio microbiano e a estabilidade operacional dos reatores foram avaliadas por meio da quantificação de Sólidos Suspensos voláteis (SSV) no licor misto e no efluente, bem como da concentração de clorofila-a. A interação entre esses parâmetros é determinante para o desempenho de sistemas

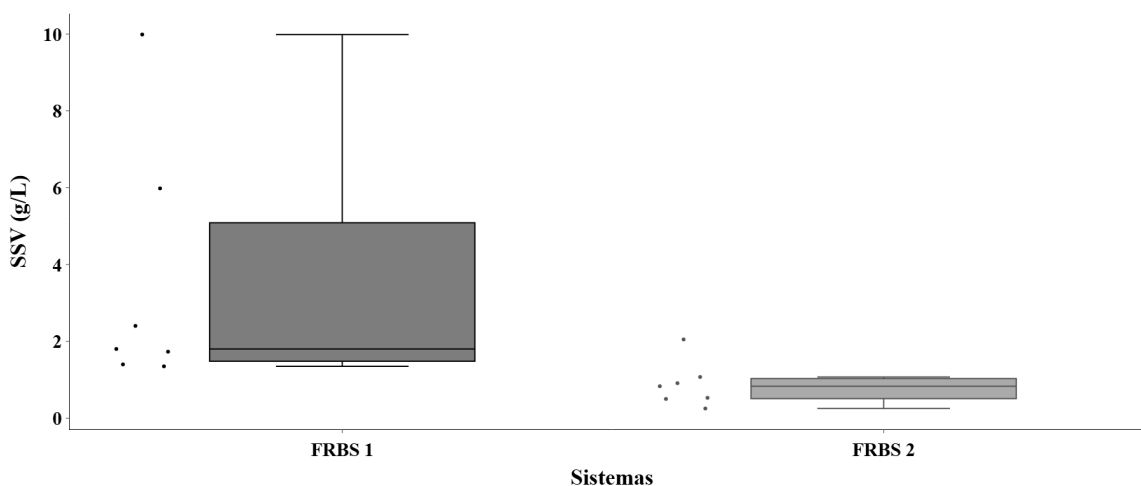
de lodo granular (Nancharaiah & Kiran Kumar Reddy, 2018). A análise da biomassa interna, considerando a distribuição da fração fotossintética (**Figura 11**) e da biomassa total (**Figura 12**), revelou comportamentos operacionais distintos entre os reatores.

Figura 11 – Distribuição da concentração de clorofila-a para *FRBS1* e *FRBS2*.



Fonte: O autor (2025)

Figura 12 – Distribuição de sólidos suspensos voláteis no licor misto para *FRBS1* e *FRBS2*.



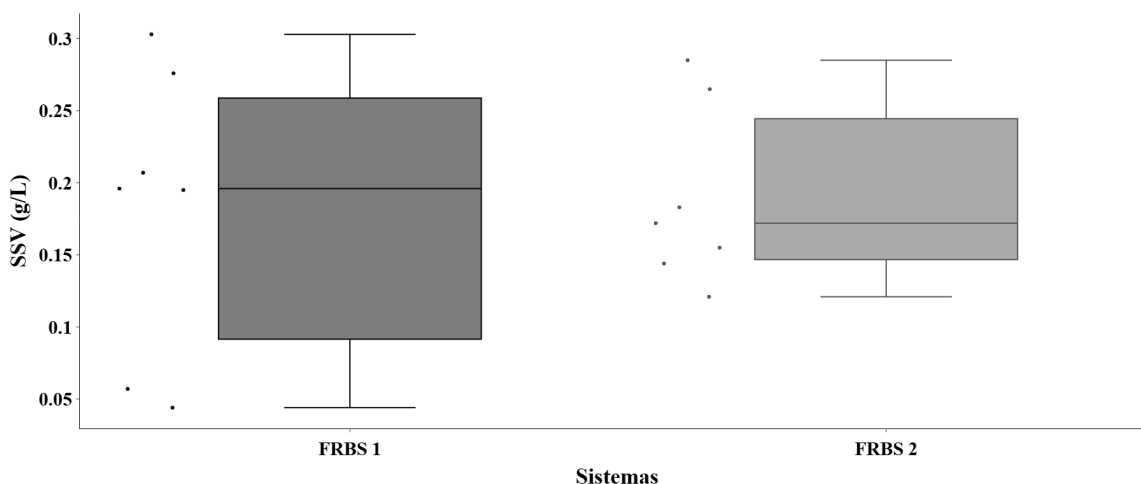
Fonte: O autor (2025)

No *FRBS1* (TRH de 12 horas), os dados de SSV no licor misto mostraram uma grande dispersão e presença de valores atípicos superiores, indicando flutuações na biomassa total (média de $3,52 \pm 3,28$ g/L). Esse comportamento está diretamente relacionado à dinâmica da

comunidade fotossintética. A correlação observada no dia 449, quando o SSV atingiu 5,98 g/L simultaneamente ao pico máximo de clorofila-a (14,47 mg/L), indica que a proliferação algal foi um fator impulsionador do acúmulo de biomassa, caracterizando um bloom e apontando para desequilíbrio na simbiose algal-bacteriana (Su, Mennerich & Urban, 2012).

Em contraste, o *FRBS2* (TRH de 8 horas) apresentou dados mais compactos, tanto para SSV (média de $0,88 \pm 0,59$ g/L) quanto para clorofila-a (média de $3,67 \pm 2,34$ mg/L), com menor dispersão e ausência de valores extremos. Esse perfil pode indicar desenvolvimento de um consórcio microbiano mais equilibrado, refletindo operação mais estável (Von Sperling, 1997). Dessa forma, o TRH mais longo no *FRBS1* favoreceu o acúmulo algal, enquanto o TRH mais curto no *FRBS2* atuou como fator de controle dessa população (Trebuch *et al.*, 2020). A estabilidade do sistema foi analisada a partir da retenção de sólidos no efluente (**Figura 13**).

Figura 13 – Distribuição de sólidos suspensos voláteis no efluente (SSVef) para *FRBS1* e *FRBS2*.



Fonte: O autor (2025)

No *FRBS1*, a retenção de biomassa manteve-se consistente, com distribuição de SSVef compacta, baixa mediana e média de $0,183 \pm 0,099$ g/L. Isso indica que, mesmo com desequilíbrios internos, os grânulos preservaram sua integridade estrutural e sedimentaram eficientemente, característica atribuída à produção de substâncias poliméricas extracelulares (EPS) (Adav, Lee & Tay, 2008b).

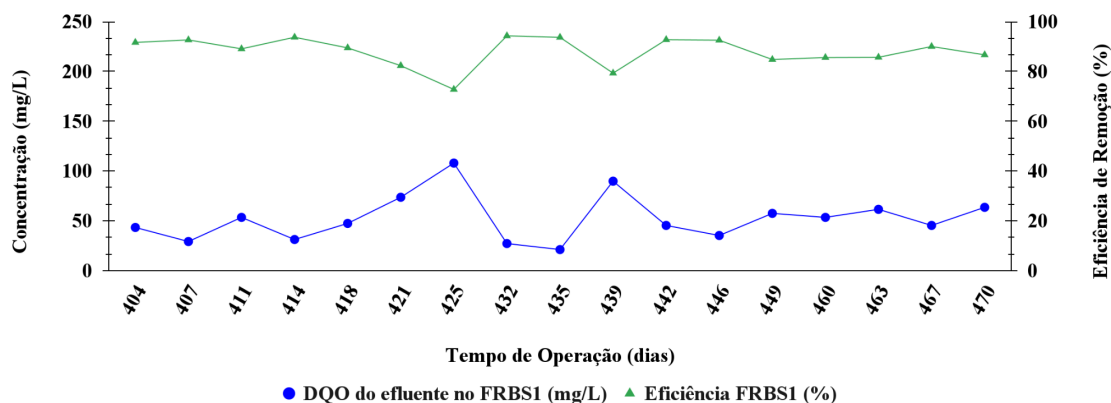
Por outro lado, o *FRBS2* apresentou valores máximos de SS_{Vef} mais elevados e maior dispersão (média de $0,189 \pm 0,062$ g/L), refletindo maior variabilidade e potencial perda de biomassa em determinados momentos. Esse comportamento sugere menor estabilidade operacional, possivelmente relacionada ao menor TRH, que dificulta a retenção da biomassa no sistema (De Kreuk, 2006). A perda contínua de sólidos pode ter contribuído para a vulnerabilidade do processo de nitrificação neste reator, já que comunidades de crescimento lento, como as bactérias nitrificantes, são mais suscetíveis ao arraste (Winkler *et al.*, 2015).

5.2.4. Remoção de matéria orgânica carbonácea (DQO)

A eficiência na remoção de matéria orgânica (DQO) é um indicador importante do desempenho metabólico dos reatores. Os sistemas que foram alimentados com um afluente que apresentou uma concentração de DQO média de $447 \pm 66,2$ mg/L ao longo do período experimental. Frente a essa carga, ambos os reatores apresentaram uma boa capacidade de remoção, com eficiências médias similares de $88,5 \pm 5,8\%$ para o *FRBS1* (TRH de 12 horas) e $87,7 \pm 6,8\%$ para o *FRBS2* (TRH de 8 horas). No entanto, a análise dos perfis de desempenho de cada reator (**Figuras 14 e 15**) revela que as causas das instabilidades pontuais foram distintas e estão relacionadas às diferentes dinâmicas de biomassa observadas.

O perfil de desempenho do *FRBS1* (**Figura 14**) apresenta quedas pontuais de eficiência, especialmente nos dias 421 (72,8%) e 435 (79,3%). Esse período de menor desempenho coincide com a fase de maior acúmulo de biomassa e com o desequilíbrio do consórcio microbiano, caracterizado pela acentuada proliferação da comunidade fotossintética. A perturbação da simbiose pode favorecer a produção de produtos microbianos solúveis (SMP, do inglês *Soluble Microbial Products*). A teoria unificada dos SMP, detalhada por Ni, Rittmann e Yu (2011), explica que a decomposição e lise da biomassa em excesso liberam especificamente os produtos associados à biomassa (do inglês *Biomass-Associated Products* – BAP). Estes compostos são caracterizados por seu alto peso molecular e, crucialmente, por sua baixa biodegradabilidade, o que os faz persistir no efluente. A presença desses compostos, também descritos como recalitrantes por Rollemberg *et al.* (2018), eleva a DQO residual e, conseqüentemente, reduz a eficiência aparente de remoção. Nesse contexto, a queda de desempenho observada no *FRBS1* parece refletir uma resposta **metabólica e composicional** decorrente da intensificação do crescimento algal.

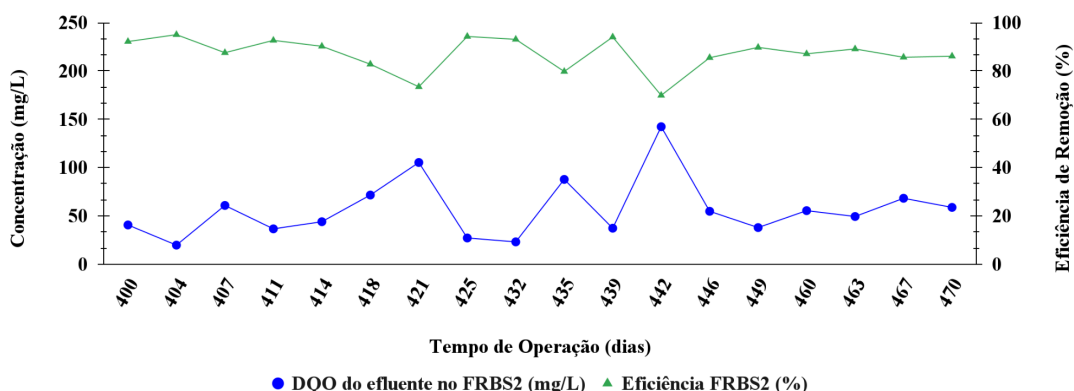
Figura 14 – Perfil de remoção de DQO no reator *FRBS1*



Fonte: O autor (2025)

Por sua vez, o perfil de desempenho do *FRBS2* (**Figura 15**) apresentou uma queda mais acentuada no dia 442 (69,9%), quando a DQO efluente atingiu 142,32 mg/L. Este evento está correlacionado com a maior perda de sólidos no efluente (SSVef) observada neste reator. A operação com um TRH mais curto aumenta a pressão de lavagem (washout), um princípio fundamental para a seleção de biomassa em sistemas granulares (De Kreuk, 2006). Pesquisas recentes em fotogrânulos, como as de Trebuch *et al.* (2020), confirmam que o TRH é um parâmetro crítico que não apenas seleciona a comunidade, mas também dita sua estabilidade funcional, um TRH excessivamente baixo pode comprometer a capacidade metabólica do reator por meio do arraste físico de sua população ativa. A perda de biomassa observada é um exemplo prático deste fenômeno, onde a capacidade de degradação da matéria orgânica foi temporariamente reduzida.

Figura 15 – Perfil de remoção de DQO no reator *FRBS2*



Fonte: O autor (2025)

Dessa forma, a análise das falhas pontuais de desempenho reforça as conclusões anteriores. Embora ambos os reatores tenham apresentado eficiência, o *FRBS1* mostrou-se mais suscetível a instabilidades de natureza biológica e composicional, em concordância com estudos sobre desequilíbrio simbiótico. Em contraste, o *FRBS2* foi mais vulnerável a perturbações de origem física e operacional, uma vez que a elevada pressão de lavagem (washout) decorrente do TRH mais curto comprometeu a retenção e a função da biomassa, conforme descrito em estudos clássicos sobre granulação (De Kreuk, 2006) e em pesquisas recentes sobre o efeito do TRH na estabilidade de fotogrânulos (Trebuch *et al.*, 2020).

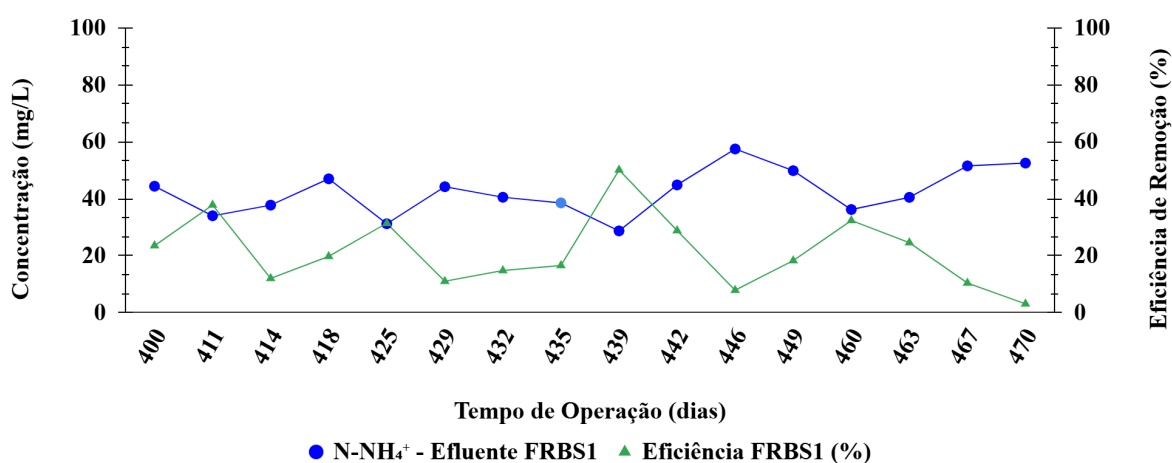
5.2.5. Remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e perfil de nitrificação.

A capacidade nitrificante dos sistemas foi avaliada por meio do monitoramento da remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺). Os reatores foram alimentados com um afluente com concentração média de N-NH₄⁺ de **54,2 ± 6,2 mg/L**. Em contraste com o desempenho robusto na remoção de matéria orgânica, a performance na nitrificação foi limitada e instável em ambos os reatores durante o período de monitoramento. Conforme detalhado nos perfis de desempenho (**Figuras 16 e 17**), as eficiências de remoção foram consistentemente baixas e apresentaram flutuações acentuadas.

O *FRBS1*, cujo perfil de remoção é apresentado na **Figura 16**, operou com uma eficiência média de remoção de N-NH₄⁺ de apenas **22,4 ± 13,2%**. Este baixo desempenho está diretamente associado ao desequilíbrio do consórcio microbiano, caracterizado pela acentuada proliferação da comunidade fotossintética. A remoção de nitrogênio em sistemas simbióticos

ocorre por duas vias concorrentes: a oxidação bacteriana (nitrificação) e a assimilação algal para síntese de biomassa. O estudo de Vassoler *et al.* (2025) confirma que as microalgas assimilam preferencialmente a forma amoniacal devido ao menor gasto energético. Dado o intenso crescimento algal observado no *FRBS1* (pico de clorofila-a de 14,47 mg/L), é provável que a via assimilativa tenha se tornado dominante, criando uma competição que suprimiu a atividade das bactérias nitrificantes. Xing *et al.* (2025) demonstraram que, sob condições que favorecem a fotossíntese (como alta razão luz:escuro), o mecanismo de remoção de amônia pode se deslocar completamente de um sistema misto (nitrificação + assimilação) para um sistema dominado exclusivamente pela assimilação algal.

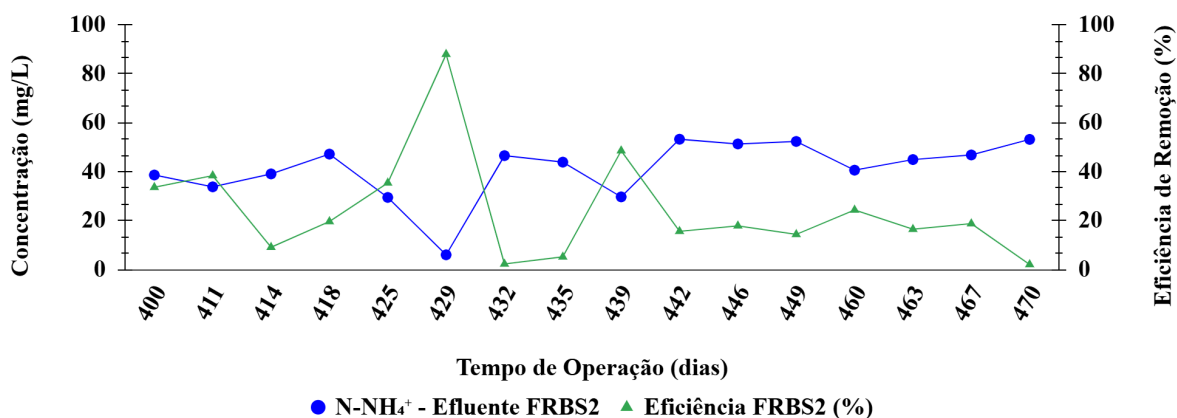
Figura 16 – Perfil de remoção de $N-NH_4^+$ no reator *FRBS1* (TV 50%)



Fonte: O autor (2025)

O *FRBS2*, apresentado na Figura 17, apresentou baixa eficiência de nitrificação, com média de $25,4 \pm 20,9\%$. Observou-se um pico isolado de 87,95%, sem manutenção ao longo do tempo. Essa limitação está associada à instabilidade física e à perda de biomassa no efluente (maior SS_{Vef}), decorrente do menor TRH. As bactérias nitrificantes, devido ao seu crescimento lento, são especialmente vulneráveis ao arraste (washout). Trebuch *et al.* (2020) destacam que o TRH é um parâmetro crítico que regula tanto a seleção da comunidade quanto sua função; valores inadequados comprometem a retenção de microrganismos nitrificantes e a atividade metabólica correspondente. Trebuch *et al.* (2024) reforçam que a retenção de biomassa é essencial para a manutenção da funcionalidade do sistema. A perda contínua de sólidos observada no *FRBS2* impede o estabelecimento de uma população nitrificante funcional.

Figura 17 – Perfil de remoção de $N-NH_4^+$ no reator *FRBS2* (TV 75%)



Fonte: O autor (2025)

Em resumo, a limitação da nitrificação nos dois reatores apresentou origens distintas, mas compatíveis com as análises anteriores. No *FRBS1*, a redução da atividade nitrificante decorreu predominantemente de fatores biológicos e competitivos, em que a proliferação algal favoreceu a assimilação de nitrogênio, reduzindo a contribuição bacteriana. No *FRBS2*, a limitação teve natureza física e operacional, em que a perda de biomassa impediu o estabelecimento de uma comunidade nitrificante funcional.

5.2.6. Remoção de fósforo

A capacidade dos sistemas em remover fósforo foi avaliada visando o estabelecimento do mecanismo de remoção biológica aprimorada de fósforo (do inglês, *enhanced biological phosphorus removal* – EBPR). Os reatores foram alimentados com um afluente com concentração média de fósforo total de $5,26 \pm 1,62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

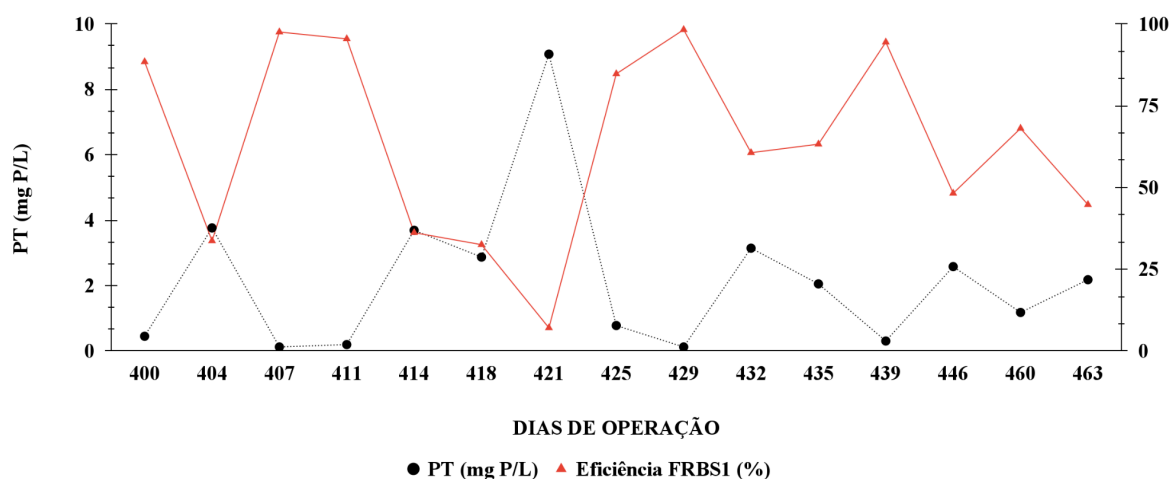
Ambos os reatores apresentaram desempenho limitado e variável na remoção deste nutriente. Embora tenham sido observados picos de eficiência, o desempenho geral caracterizou-se por alta variabilidade, conforme detalhado nas **Figuras 18 e 19**. Essa dificuldade é consistente com outros estudos que também relataram instabilidade em condições semelhantes (Dantas, 2018; Marinho, 2020). Por outro lado, trabalhos realizados com esgoto doméstico real, mais rico em ácidos graxos voláteis, reportaram desempenhos mais estáveis (Campos e Silveira, 2019; Almeida, 2023). A dificuldade em integrar de forma

estável a remoção de nitrogênio e fósforo em sistemas fototróficos é um desafio reconhecido na literatura (Kamath *et al.*, 2024).

O reator *FRBS1* (TRH de 12 horas) apresentou eficiência média de remoção de **61,9 ± 30,5%**. A elevada variabilidade indica que o estabelecimento de uma comunidade estável de Organismos Acumuladores de Fosfato (PAOs) não foi plenamente alcançado. Dois fatores principais contribuíram para essa limitação:

- **Competição Metabólica:** O uso de glicose no afluente pode ter favorecido o crescimento de Organismos Acumuladores de Glicogênio (GAOs), competindo com os PAOs pelo substrato na fase anaeróbia, sem contribuir para a remoção de fósforo (Rollemberg *et al.*, 2019; Pelevina *et al.*, 2023).
- **Comprometimento da Anaerobiose:** A proliferação significativa de microalgas no reator pode ter produzido oxigênio residual durante as fases escuras, prejudicando a anaerobiose estrita necessária ao metabolismo dos PAOs (Vassoler *et al.*, 2025).

Figura 18 – Eficiência de remoção de fósforo para *FRBS1*

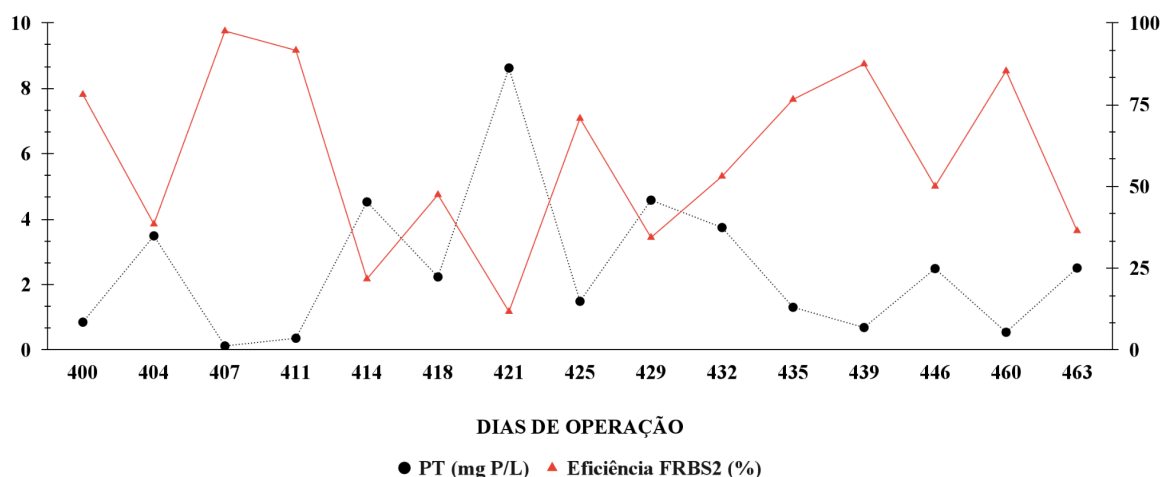


Fonte: O autor (2025)

O reator *FRBS2* (TRH de 8 horas) apresentou desempenho médio de remoção de fósforo de **54,7 ± 28,6%** (Figura 19). Essa limitação está associada à instabilidade física e à perda de biomassa. Como os PAOs são microrganismos de crescimento lento, um tempo de retenção celular adequado é essencial. A elevada pressão de lavagem (*washout*) decorrente do

TRH mais curto contribuiu para a desintegração granular e o arraste de sólidos, impedindo a maturação de uma comunidade de PAOs funcional (De Kreuk, 2006; Kamath *et al.*, 2024).

Figura 19 – Eficiência de remoção de fósforo para *FRBS2*



Em síntese, a eficiência limitada na remoção de fósforo nos reatores está associada a diferentes fatores. No *FRBS1*, a instabilidade decorreu principalmente da competição metabólica entre PAOs e GAOs e da interferência da biomassa fotossintética sobre a anaerobiose. No *FRBS2*, a principal restrição foi de natureza operacional, relacionada à perda de biomassa e à incapacidade de manter uma população de PAOs funcional. Esses resultados evidenciam que, em sistemas fotogranulares, a estabilidade da remoção de fósforo depende simultaneamente de condições metabólicas favoráveis e de manutenção física da biomassa.

5.3. Análise comparativa e conformidade com a legislação ambiental

A comparação entre os reatores *FRBS1* (TV 50%, TRH 12 h) e *FRBS2* (TV 75%, TRH 8 h) evidencia o impacto da taxa de troca volumétrica na estabilidade estrutural e funcional do consórcio fotogranular. Embora ambos os sistemas tenham apresentado remoção consistente de matéria orgânica, a eficiência na remoção de nutrientes apresentou diferenças marcantes. O *FRBS1* mostrou condições hidráulicas favoráveis à retenção e maturação da biomassa, permitindo maior estabilidade física, enquanto o *FRBS2*, embora eficiente na degradação de DQO, não sustentou a nitrificação nem a remoção biológica de fósforo devido à menor TRH, que comprometeu a retenção de microrganismos de crescimento lento.

A avaliação da conformidade legal considerou a Resolução CONAMA nº 430/2011 e os padrões estaduais de Pernambuco para corpos d'água Classe 2, conforme sintetizado na **Tabela 7**.

Tabela 7 – Padrões de lançamento de efluentes para os parâmetros de interesse

Parâmetro	Legislação Federal (CONAMA 430/2011)	Legislação Estadual (Pernambuco - CONSEMA/CPRH)¹
Matéria Orgânica	Exige tratabilidade; sem limite fixo para DQO	Remoção mínima de 80% (para DBO)
Nitrogênio Amoniacal Total	$\leq 20 \text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}$	$\leq 20 \text{ mg N}\cdot\text{L}^{-1}$
Fósforo Total	Lançamento não deve elevar o nível do corpo receptor	$\leq 1,0 \text{ mg P}\cdot\text{L}^{-1}$ (para lançamento em corpos Classe 2)

¹ Baseado no Decreto Estadual nº 38.575/2012 e resoluções CONSEMA para corpos Classe 2.

Fonte: O autor (2025)

Os resultados indicam que ambos os sistemas atenderam ao critério mínimo de remoção de matéria orgânica, com eficiências médias de 88,5% (*FRBS1*) e 87,7% (*FRBS2*), confirmando a capacidade do consórcio fotogranular de degradar matéria orgânica mesmo frente a flutuações pontuais de desempenho.

Em relação ao nitrogênio amoniacal, nenhum dos reatores atingiu o limite legal de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O *FRBS1* apresentou média de $39,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, refletindo a predominância da via de assimilação algal, que competiu com a nitrificação bacteriana e suprimiu parcialmente a atividade das bactérias nitrificantes. No *FRBS2*, a média de N-NH_4^+ efluente foi de $36,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, evidenciando que a menor TRH promoveu arraste de biomassa, impedindo a consolidação de uma população nitrificante funcional. Assim, as limitações na nitrificação têm origens distintas: predominância metabólica-algal no *FRBS1* e restrição física-operacional no *FRBS2*.

Quanto ao fósforo, ambos os reatores também não atingiram o limite de $1,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O *FRBS1* apresentou média de $2,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, impactado pela competição entre PAOs e GAOs e pelo oxigênio residual gerado pela biomassa algal, que comprometeu a anaerobiose necessária ao metabolismo dos PAOs. O *FRBS2* registrou média de $2,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, limitado pelo washout de biomassa que impediu a maturação adequada da população de PAOs. Essa dificuldade é consistente com outros estudos que relataram instabilidade na remoção de fósforo em fotogranulos sob condições semelhantes (Dantas, 2018; Marinho, 2020), enquanto sistemas alimentados com esgoto doméstico rico em ácidos graxos voláteis apresentaram maior estabilidade (Campos e Silveira, 2019; Almeida, 2023; Kamath *et al.*, 2024).

Em síntese, a análise comparativa evidencia o trade-off entre estabilidade física e eficiência biológica. O *FRBS1* mostrou maior retenção de biomassa e estabilidade estrutural, porém apresentou instabilidade biológica devido à proliferação algal, comprometendo a nitrificação e o EBPR. O *FRBS2*, por sua vez, manteve melhor equilíbrio biológico, mas sofreu instabilidade física, com perda de biomassa e maturação incompleta de PAOs, reduzindo a remoção de nutrientes. Nenhuma das condições testadas otimizou simultaneamente ambos os aspectos, indicando a necessidade de estratégias operacionais intermediárias para viabilizar a aplicação de fotogranulos em conformidade com os padrões ambientais

6. CONCLUSÃO

O presente estudo avaliou o efeito da taxa de troca volumétrica (TV) no desenvolvimento e desempenho de fotogranulos aeróbios, evidenciando que este parâmetro exerce controle sobre um trade-off entre estabilidade física e equilíbrio biológico do consórcio microbiano. Observou-se que a TV ideal não se encontra nos extremos testados, mas em uma faixa intermediária que permita equilíbrio entre as pressões seletivas do sistema.

A TV de 50% (TRH de 12 h) favoreceu a estabilidade física, promovendo a formação de grânulos maduros com elevada retenção de sólidos; entretanto, resultou em proliferação excessiva da comunidade fotossintética, comprometendo a atividade de microrganismos de crescimento lento (nitrificantes e PAOs) e, conseqüentemente, a remoção de nutrientes. Por outro lado, a TV de 75% (TRH de 8 h) controlou a população algal e proporcionou lodo mais compacto, preservando o equilíbrio biológico, mas a elevada pressão hidrodinâmica induziu

desintegração dos grânulos e arraste de biomassa, dificultando o estabelecimento das comunidades nitrificantes e de PAOs.

A principal contribuição deste trabalho consiste em demonstrar experimentalmente este dilema operacional: enquanto a remoção de matéria orgânica se manteve robusta em ambas as condições, a remoção de nitrogênio e fósforo mostrou-se sensível, falhando por mecanismos distintos em cada extremo, metabólicos e competitivos no *FRBS1* e físicos e operacionais no *FRBS2*. Conclui-se que a TV ideal deve ser capaz de controlar a proliferação algal sem gerar estresse hidrodinâmico que comprometa a integridade dos grânulos ou a manutenção de microrganismos de crescimento lento. Recomenda-se, para trabalhos futuros, investigar taxas intermediárias entre 60% e 70% a fim de determinar o ponto de equilíbrio e viabilizar a aplicação da tecnologia de fotogrânulos no tratamento completo de esgotos.

7. RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados e desafios identificados, recomendo as seguintes investigações futuras:

- **Desenvolvimento de estudo em escala piloto:** Implementar um reator piloto para validar os resultados obtidos em escala laboratorial. O estudo deve incluir a aclimatação da biomassa fotogranular à variabilidade do esgoto doméstico real, além do ajuste fino do ciclo operacional, especialmente a duração da fase anaeróbia, visando otimizar a remoção de fósforo de acordo com a disponibilidade de ácidos graxos voláteis do afluente.
- **Investigação de uma taxa de troca volumétrica intermediária:** Avaliar taxas de troca entre 60% e 65%, a fim de encontrar uma condição que controle adequadamente a população fotossintética sem comprometer a integridade estrutural dos grânulos ou impedir o estabelecimento de microrganismos de crescimento lento.
- **Avaliar o impacto de diferentes temperaturas operacionais:** Investigar o desempenho do consórcio microbiano sob faixas de temperatura entre 20 °C e 30 °C, simulando condições sazonais, para avaliar efeitos na cinética das reações biológicas e

na estabilidade granular.

- **Otimização da remoção e recuperação de fósforo:** Aprofundar o estudo da instabilidade observada no processo, avaliando o uso de fontes de carbono mais favoráveis aos Organismos Acumuladores de Fosfato (PAOs), como acetato e propionato, em substituição à glicose, e ajustando a duração da fase anaeróbia para garantir assimilação completa do substrato.

8. REFERÊNCIAS

1. AB HALIM, M. H. *et al.* The use of aerobic granular sludge for treating real hospital wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 197-202, 2016.
2. ABOUHEND, A. S. *et al.* The Oxygenic Photogranule Process for Aeration-Free Wastewater Treatment. **Environmental Science and Technology**, v. 52, p. 3503-3511, 2018.
3. ADAV, S. S.; LEE, D.; TAY, J. Extracellular polymeric substances and structural stability of aerobic granule. **Water Research**, v. 42, p. 1644–1650, 2008b.
4. AHMAD, J. S. M. *et al.* Stability of algal-bacterial granules in continuous-flow reactors to treat varying strength domestic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 225–233, 2017.
5. ALMEIDA, A. A. X. de. **Fotogranulação e recuperação de fósforo em fotobiorreator em bateladas sequenciais no tratamento de esgoto doméstico de baixa carga orgânica**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2023.
6. ALMEIDA, F. A. *et al.* Performance of photogranules treating municipal wastewater: phosphorus and nitrogen removal. **Journal of Environmental Management**, v. 330, p. 117103, 2023.
7. APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23. ed. Washington: APHA, 2017.
8. ARELLANO-BADILLO, V. M. *et al.* Effect of initial pH on the anaerobic digestion of slaughterhouse wastewater (SHW). **Water Science and Technology**, v. 69, n. 3, p. 573-579, 2014.

9. BASSIN, J. P. **Remoção biológica de nutrientes em sistemas compactos e estudo da diversidade microbiana por técnicas de biologia molecular**. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
10. BEUN, J. J. *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 33, n. 10, p. 2283-2290, 1999.
11. BIN, Z. *et al.* Dynamic and distribution of ammonia-oxidizing bacteria communities during sludge granulation in an anaerobic-aerobic sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 45, p. 6207-6216, 2011.
12. CAI, W. *et al.* Algae granulation for nutrients uptake and algae harvesting during wastewater treatment. **Chemosphere**, v. 214, p. 55-59, 2019.
13. CAMPOS, H. C. G. **Influência de diferentes modos de mistura no desenvolvimento de biomassa granular e consórcio algal-bacteriano em reatores de bateladas sequenciais utilizando esgoto sintético de baixa carga orgânica**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022.
14. CAMPOS, H. C. G.; SILVEIRA, M. M. V. da. **Remoção de fósforo em RBS com lodo granular aeróbio tratando esgoto doméstico**. 2019. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.
15. CAMPOS, J. P.; SILVEIRA, C. E. Remoção de fósforo e nitrogênio em reatores fototróficos com esgoto doméstico real. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 3, p. 567–578, 2019.
16. CHEN, S. *et al.* Algal–Bacterial Symbiotic Granular Sludge Technology in Wastewater Treatment: A Review on Advances and Future Prospects. **Water**, v. 17, n. 11, p. 1647, 2025.
17. CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* The use of the UASB reactor for domestic sewage treatment in Brazil: a review on the adopted configurations and design parameters. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 647-662, 2015.
18. DANTAS, B. K. S. F. **Formação de lodo granular aeróbio em reatores em bateladas sequenciais para o tratamento de esgoto doméstico de baixa carga visando à remoção de nutrientes**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2018.
19. DANTAS, R. C. Desempenho de fotobiorreatores na remoção de fósforo em efluentes sintéticos. 2018. Dissertação – Universidade Federal de Pernambuco.
20. DE KREUK, M. K. **Aerobic Granular Sludge Scaling up a new technology**. 2006. 224 f. Tese (Doutorado) – Delft University of Technology, Delft, 2006.

21. DE KREUK, M. K. *et al.* Simultaneous COD, Nitrogen, and Phosphate Removal by Aerobic Granular Sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 90, n. 6, p. 761-769, 2005.
22. DE KREUK, M. K.; VAN LOOSDRECHT, M. C. M. Selection of slow growing organisms as a means for improving aerobic granular sludge stability. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11-12, p. 9-17, 2004.
23. DUBOIS, M. *et al.* Colorimetric method for determination of sugars and related substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956.
24. FARD, M B; WU, D. Potential interactive effect on biomass and bio-polymeric substances of microalgal-bacterial aerobic granular sludge as a valuable resource for sustainable development. **Bioresource Technology**, v. 376, p. 128929, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128929>
25. FENG, L. *et al.* Mechanism of contaminant removal by algae-bacteria symbiosis in a PBR system during the treatment of anaerobic digestion effluents. **Agricultural Water Management**, v. 247, p. 106733, 2021.
26. 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.
27. HAMZA, R. A. *et al.* 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. 6, p. 100173, 2022.
28. HE, Q. *et al.* Natural sunlight induced rapid formation of water-born algal-bacterial granules in an aerobic bacterial granular photo-sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 359, p. 222-230, 2018.
29. HUANG, W. *et al.* Achieving partial nitrification and high lipid production in an algal-bacterial granule system when treating low COD/NH₄-N wastewater. **Chemosphere**, v. 248, p. 126106, 2020.
30. HUANG, W. *et al.* Effect of algae growth on aerobic granulation and nutrients removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 179, p. 187-192, 2015.
31. KAMATH, P. *et al.* Full nitrogen and phosphorus removal in the PASDEBPR system. **Bioresource Technology Reports**, v. 25, p. 101782, 2024.
32. LI, Y. *et al.* Algal–Bacterial Symbiotic Granular Sludge Technology in Wastewater Treatment: A Review on Advances and Future Prospects. **Water**, v. 16, n. 5, p. 699, 2024.

33. LIU, Y.; TAY, J. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. **Water Research**, v. 36, p. 1653-1665, 2002.
34. LOWRY, O. H. *et al.* Protein measurement with the folin phenol reagent. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 193, p. 265-275, 1951.
35. MARINHO, L. F. Avaliação de fotogranulos para remoção de nutrientes em águas residuais. 2020. Dissertação – Universidade Federal do Ceará.
36. MARINHO, T. J. T. **Cultivo de consórcio granular algal-bacteriano em fotobiorreatores em bateladas sequenciais visando à remoção de nutrientes e matéria orgânica**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.
37. MENG, F. *et al.* Effects of light intensity on oxygen distribution, lipid production and biological community of algal-bacterial granules in photo-sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 272, p. 473-481, 2019.
38. METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
39. MISHIMA, K.; NAKAMURA, M. Self-immobilization of activated sludge in a SBR. **Water Science and Technology**, v. 23, n. 4-6, p. 981–990, 1991.
40. MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. **Water Research**, v. 40, p. 2799-2815, 2006.
41. NANCHAIHAH, Y. V.; KIRAN KUMAR REDDY, G. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1128–1143, 2018.
42. NANCHARAIAH, Y. V.; REDDY, G. K. K. Aerobic granular sludge technology: mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 1128-1143, 2017.
43. NASCIMENTO, E. C. P. do. **Recuperação de bioprodutos de lodo granular aeróbio e de consórcio granular algal-bacteriano**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022.
44. NGUYEN, L. N. *et al.* Nutrient Removal by Algae-Based Wastewater Treatment. **Current Pollution Reports**, v. 8, p. 369-383, 2022.
45. NI, B.-J.; RITTMANN, B. E.; YU, H.-Q. Soluble microbial products and their implications in mixed culture biotechnology. **Trends in Biotechnology**, v. 29, n. 9, p. 454-463, 2011.

46. OEHMEN, A. *et al.* Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. **Water Research**, v. 41, n. 11, p. 2271-2300, 2007.
47. PELEVINA, A. *et al.* New insight into the granule formation in the reactor for enhanced biological phosphorus removal. **Frontiers in Microbiology**, v. 14, p. 1297694, 2023.
48. PISHGAR, R. *et al.* Influence of operation mode and wastewater strength on aerobic granulation at pilot scale: Startup period, granular sludge characteristics, and effluent quality. **Water Research**, v. 160, p. 81-96, 2019.
49. PRONK, M. *et al.* Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment. **Water Research**, v. 84, p. 207-217, 2015.
50. ROLLEMBERG, S. L. de S. *et al.* Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource Technology**, v. 270, p. 678-688, 2018.
51. ROLLEMBERG, S. L. de S. *et al.* Effects of carbon source on the formation, stability, bioactivity and biodiversity of the aerobic granule sludge. **Bioresource Technology**, p. 195-204, 2019.
52. ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 3, p. 439-449, 2020.
53. ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* The GAOs versus PAOs competition in aerobic granular sludge systems: Effect of the influent carbon source, pH and temperature. **Separation and Purification Technology**, v. 210, p. 894-903, 2019.
54. ROLLEMBERG, S.L. *et al.* Formation, decay, and disintegration of aerobic granular sludge. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 102, p. 8235-8247, 2018.
55. SALES, M. A. M. P. **Lodo aeróbio granular: remoção de nutrientes de esgoto sanitário e dinâmica das substâncias poliméricas extracelulares**. Dissertação. 75p. Universidade Federal de Pernambuco (UFPE): Recife, 2018.
56. SALES, M. *et al.* Start-up strategies to develop aerobic granular sludge and photogranules in sequential batch reactors. **Science of the Total Environment**, v. 828, p. 154402, 2022.
57. SARMA, S. J.; TAY, J. H.; CHU, A. Finding Knowledge Gaps in Aerobic Granulation Technology. **Trends in Biotechnology**, v. 35, n. 1, p. 66-78, 2017.
58. SCHWARZENBECK, N.; ERLEY, R.; WILDERER, P. Aerobic granular sludge in an SBR-system treating wastewater rich in particulate matter. **Water Science & Technology**, v. 49, p. 41-46, 2004.

59. SHAMEEM, K. S.; SABUMON, P. C. A Review on the Stability, Sustainability, Storage and Rejuvenation of Aerobic Granular Sludge for Wastewater Treatment. **Water**, v. 15, n. 8, p. 1572, 2023.
60. SI, G. *et al.* Light-introduced partial nitrification in an algal-bacterial granular sludge bioreactor: Performance evolution and microbial Community shift. **Bioresource Technology**, v. 354, p. 127226, 2022.
61. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **27º Diagnóstico Temático - Serviços de Água e Esgotos - Ano de Referência: 2020**. Ministério do Desenvolvimento Regional, 2022.
62. SOARES, S. P. S. **Estudo sobre o Tratamento Anaeróbio de Águas Residuais Urbanas em Reator de Leito de Lamas de Fluxo Ascendente em Escala Piloto**. 2014. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto, 2014.
63. SU, Y.; MENNERICH, A.; URBAN, B. Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios. **Bioresource Technology**, v. 105, p. 67–73, 2012.
64. TANG, C. C. *et al.* Effect of aeration rate on performance and stability of algal-bacterial symbiosis system to treat domestic wastewater in sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 222, p. 156-164, 2016.
65. TRATA BRASIL, INSTITUTO. **Painel Saneamento Brasil**. Acesso em: set. 2025.
66. TREBUCH, L. M. *et al.* Impact of hydraulic retention time on community assembly and function of photogranules for wastewater treatment. **Water Research**, v. 173, p. 115506, 2020.
67. TREBUCH, L. M. *et al.* Making waves: How to clean surface water with photogranules. **Water Research**, v. 260, p. 121875, 2024.
68. VASSOLER, F. *et al.* Effect of LED light quality on nutrient removal in tubular photobioreactors. **Water**, v. 17, n. 9, 1306, 2025.
69. VASSOLER, F. *et al.* Nutrient Transformations in LED Tubular Photobioreactors Used for a UASB Effluent System Followed by a Percolator Biological Filter. **Water**, v. 17, n. 9, p. 1306, 2025.
70. VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1997.
71. WANG, Y. *et al.* Long-term stability of aerobic granular sludge: performance, influencing factors and coping strategies. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 10, p. 44-67, 2024.

72. WINKLER, M. H. *et al.* Influence of Partial Denitrification and Mixotrophic Growth of NOB on Microbial Distribution in Aerobic Granular Sludge. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 18, p. 11003-11010, 2015.
73. WINKLER, M. K. H. *et al.* Influence of Partial Denitrification and Mixotrophic Growth of NOB on Microbial Distribution in Aerobic Granular Sludge. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 18, p. 11003-11010, 2015.
74. XING, X. *et al.* Increasing the light-dark ratio enhances nitrogen removal performance by altering the mechanism in photogranules. **Bioresource Technology**, v. 427, p. 132400, 2025.
75. ZHANG, B. *et al.* Enhancement of aerobic granulation and nutrient removal by an algal-bacterial consortium in a lab-scale photobioreactor. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, p. 2373-2382, 2018.
76. ZHANG, M.; JI, B.; LIU, Y. Microalgal-bacterial granular sludge process: A game changer of future municipal wastewater treatment?. **Science of The Total Environment**, v. 752, p. 141957, 2021.