



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE GRADUAÇÃO
CURSO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

FOTOGRAFIÇÃO E RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO EM FOTOBIOREATOR
EM BATELADAS SEQUENCIAIS NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO
DE BAIXA CARGA ORGÂNICA

ANA ALICE XAVIER DE ALMEIDA

RECIFE, PE
2023

ANA ALICE XAVIER DE ALMEIDA

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**FOTOGANULAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO EM FOTOBIOREATOR
EM BATELADAS SEQUENCIAIS NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO
DE BAIXA CARGA ORGÂNICA**

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

Orientador (a): Prof. Dr^a. Bruna Scandolara Magnus

**RECIFE, PE
2023**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A447f

Almeida, Ana Alice Xavier De

Fotogranulação e recuperação de fósforo em fotobiorreator em bateladas sequenciais no tratamento de esgoto doméstico de baixa carga orgânica / Ana Alice Xavier De Almeida. - 2023.
40 f. : il.

Orientadora: Bruna Scandolaro Magnus.
Inclui referências.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Bacharelado em Engenharia Agrícola e Ambiental, Recife, 2023.

1. Tratamento de esgoto doméstico. 2. Fotobiorreator em bateladas sequenciais. 3. Consórcio algal-bacteriano. 4. Recuperação de nutrientes. 5. Fósforo na biomassa. I. Magnus, Bruna Scandolaro, orient. II. Título

CDD 628



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 08 dias do mês de agosto de 2023 às 14 horas, realizou-se a Defesa de Trabalho de Conclusão de Curso (TCC) intitulado: **“Fotogranulação e recuperação de fósforo em fotobiorreator em bateladas sequenciais no tratamento de esgoto doméstico de baixa carga orgânica”**, pela aluna **Ana Alice Xavier de Almeida** 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 pelas professoras:
Laercia da Rocha Fernandes Lima (Presidente)
Bruna Scandolaro Magnus (Orientador e Membro externo convidado)
Marianne de Lima Barboza (Membro interno)

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

Membro	Nota
Laercia da Rocha Fernandes Lima	9,0 (nove)
Bruna Scandolaro Magnus	9,5 (nove vírgula cinco)
Marianne de Lima Barboza	9,5 (nove vírgula cinco)

De acordo com os conceitos atribuídos a aluna foi considerada aprovada, obtendo nota média de 9,3 (nove vírgula três), 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:

Laercia da Rocha Fernandes Lima

Bruna Scandolaro Magnus

Marianne de Lima Barboza

Aluno: Ana Alice Xavier de Almeida _____

Secretariada por Tatiana Menezes _____

Recife, 08 de agosto de 2003.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, a Deus, que fez com que meus objetivos fossem alcançados, durante todos os meus anos de estudos, por ter permitido que eu tivesse saúde e determinação para não desanimar durante a realização deste trabalho.

Aos meus pais e minhas irmãs, por me suprirem e me incentivaram nos momentos difíceis e por compreenderem meu “chororô” durante toda a graduação.

Aos amigos da universidade, o conhecido “grupo errado”, que sempre estiveram ao meu lado, como irmãos, sempre grudados, pela amizade incondicional e pelo apoio demonstrado ao longo de todo o período de formação, sem vocês tudo seria de diferente e mais difícil. A minha amiga Elisa Soares, que sempre me apoiou, me ajudou e esteve comigo quando precisei e ao meu amigo Tássyo Falcão, que com toda a sua calma, me apoiava e passava confiança durante esse período de conclusão.

A todos os professores pelos ensinamentos passados, a minha orientadora, professora Bruna, por ter desempenhado tal função com dedicação e amizade.

A todos os colegas do Laboratório de Saneamento Ambiental, em especial ao meu grupo de grânulos, Marcos Sales, Talita Marinho, Henrique Campos e Elissandra Chéu, pois sem eles esse trabalho jamais seria realizado.

A todos aqueles que contribuíram, de alguma forma, para a realização deste trabalho, pessoas que convivi durante os últimos anos, pelo companheirismo e pela troca de experiências que me permitiram crescer não só como pessoa, mas também como formando.

A Universidade Federal Rural de Pernambuco, por me acolher neste período de graduação, a Universidade Federal de Pernambuco, por acolher o meu projeto de pesquisa através do programa de iniciação científica.

RESUMO

A aplicação do consórcio algal-bacteriano no tratamento de efluentes tem sido objeto de estudo por vários aspectos, que vão além da diminuição da carga poluidora. Dentre esses aspectos, destaca-se a alta capacidade de remoção de nutrientes e o potencial de aproveitamento da biomassa excedente. Desta forma, este estudo investigou a performance do consórcio granular algal-bacteriano em um fotobiorreator em bateladas sequenciais, operando com ciclos de 4 h, tratando efluente doméstico sintético sob intensidade luminosa, bem como, avaliou a capacidade de recuperação de fósforo na biomassa. Para alcançar o objetivo desta pesquisa foi confeccionado um fotobiorreator de acrílico transparente, volume útil de 3,5 L, com relação altura/diâmetro de 8 mm e troca volumétrica de 55%. O sistema foi inoculado com a mistura de lodo aeróbio proveniente de uma estação de lodos ativados por aeração prolongada. Grânulos aeróbios foram obtidos no fotobiorreator, sendo os grânulos formados com diâmetros entre 0,2 e 1 mm. Durante todo o experimento a eficiência de remoção de DQO foi em média 88%, tornando estáveis durante todo o experimento. O sistema alcançou 72% de eficiência de remoção de nitrogênio, assim o crescimento de microalgas pode ter auxiliado nesta remoção. A concentração de clorofila chegou em 5,8 mg/L no fotobiorreator, indicando simbiose entre as bactérias heterotróficas com a microalga. Foram perceptíveis concentrações em cinco frações de fósforo presente na biomassa, constatadas concentrações de 4,9 mg/g.SSV, 4,1 mg/g.SSV, 5,4 mg/g.SSV, 1,4 mg/g.SSV, 0,38 mg/g.SSV para fósforo total, orgânico, inorgânico, apatita e não apatita, respectivamente, mostrando o potencial de aplicação na agricultura.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto doméstico; Fotobiorreator em bateladas sequenciais; Consórcio algal-bacteriano; Recuperação de nutrientes; Fósforo na biomassa.

ABSTRACT

The application of the algal-bacterial consortium in the treatment of wastewater has been studied for several aspects beyond the reduction of pollutant load. Among these aspects, the high nutrient removal capacity and the potential for utilization of excess biomass stand out. Therefore, this study investigated the performance of the algal-bacterial granular consortium in a photobioreactor in sequential batches, operating with 4 h cycles, treating synthetic domestic wastewater under light intensity, as well as evaluating the phosphorus recovery capacity in the biomass. To achieve the objective of this research, a transparent acrylic photobioreactor was constructed with a useful volume of 3.5 L, with a height/diameter ratio of 8 mm and a volumetric change of 55%. The system was inoculated with the mixture of aerobic sludge from a sludge station activated by prolonged aeration. Aerobic granules were obtained in the photobioreactor, and granules with diameters between 0.2 and 1 mm were formed. Throughout the experiment, the COD removal efficiency averaged 88% and remained stable throughout the experiment. The system achieved 72% nitrogen removal efficiency, so the microalgae growth may have contributed to this removal. Chlorophyll concentration reached 5.8 mg/L in the photobioreactor, indicating a symbiosis between heterotrophic bacteria and microalgae. Concentrations were noticeable in five fractions of phosphorus present in the biomass, found concentrations of 4.9 mg/g.SSV, 4.1 mg/g.SSV, 5.4 mg/g.SSV, 1.4 mg/g.SSV, 0.38 mg/g.SSV for total, organic, inorganic, apatite and non-apatite phosphorus, respectively, showing the potential for application in agriculture.

Key words: Domestic wastewater treatment; sequential batch photobioreactor; algal-bacterial consortium; nutrient recovery; phosphorus in biomass.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Evolução da coleta de esgoto em relação ao volume de água consumido no Brasil, em milhões de m³/ano.	15
Figura 2- Evolução no tratamento em relação à coleta de esgotos no Brasil, em milhões de m³/ano.	16
Figura 3 - Representação esquemática da estrutura de um grânulo aeróbio.	18
Figura 4 - Ilustração de um fotogrânulo com processo de formação e microrganismos presentes.	20
Figura 5- Representação esquemática do fotobiorreator e componentes (A) e foto do FRBS instalado (B).....	23
Figura 6 - Esquema do Ciclo Operacional	25
Figura 7 - Desenvolvimento da biomassa no fotobiorreator	29
Figura 8 - Desenvolvimento das Microalgas no Fotobiorreator	30
Figura 9 - Comportamento da capacidade de sedimentação no fotobiorreator.....	30
Figura 10 - Concentração de clorofila-a do fotobiorreator.....	31
Figura 11 - Remoção da matéria orgânica carbonácea no fotobiorreator.....	32
Figura 12 - Remoção de nitrogênio.	32
Figura 13 - Comportamento na remoção de fósforo no fotobiorreator.	33
Figura 14 - Concentrações das frações de fósforo presentes na biomassa formada no fotobiorreator	33

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Solução dos elementos adicionados a composição de esgoto	24
Quadro 2 - Parâmetros físico-químicos monitorados no licor misto, afluente (AF), após alimentação anaeróbio (AN) e efluente final (EF)	25

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AF	Afluente
AN	Anóxico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EF	Efluente
FRBS	fotobiorreator em Bateladas Sequenciais
IVL	Índice Volumétrico do Lodo
LGA	Lodo Granular Aeróbio
LGAB	Lodo Granular Algal Bacteriano
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
T	Temperatura

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS	14
2.1 OBJETIVO GERAL	14
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	14
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	15
3.1 ESGOTO NO BRASIL	15
3.2 TRATAMENTO DE ESGOTO	16
3.3 LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)	17
3.4 FORMAÇÃO DE FOTOGRÂNULOS	19
3.5 PROPRIEDADES DOS FOTOGRÂNULOS E REMOÇÃO DE POLUENTES	20
3.6 ACÚMULO E RECUPERAÇÃO DO FÓSFORO	21
3.7 DISPONIBILIDADE DO FÓSFORO	22
4 METODOLOGIA	23
4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL E CONDIÇÕES OPERACIONAIS	23
4.2 INÓCULO MICROBIANO E EFLUENTE SINTÉTICO	24
4.3 CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO FOTOBIORREATOR	25
4.4 PARÂMETROS ANALISADOS	25
4.4.1 Análises Físico-Químicas	25
4.4.2 Índice volumétrico do lodo	26
4.4.3 Análise granulométrica	26
4.4.4 Análise de Clorofila	27
4.4.5 Determinação das Frações de Fósforo na Biomassa	27
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	29
5.1 DESENVOLVIMENTO DA BIOMASSA	29
5.1.1 Índice Volumétrico do Lodo	30
5.1.2 Clorofila-a	31
5.2 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES	31
5.2.1 Remoção da Matéria Orgânica	31
5.2.2 Remoção de Nitrogênio	32
5.2.3 Remoção de Fósforo	33
5.3 FÓSFORO NA BIOMASSA	34
6 CONCLUSÃO	35

REFERÊNCIAS.....	36
-------------------------	-----------

1 INTRODUÇÃO

Pensando na implementação de novas tecnologias sustentáveis que dão ênfase em impactos sociais e ecológicos, a produção conjunta de biomassa algal com o tratamento de efluentes vêm se tornando uma alternativa eficiente. Isso ocorre devido ao fato que os processos realizados por microalgas e bactérias podem sustentar uma estratégia de mitigação de gases de efeito estufa (WILSON *et al.*, 2014). Além disso, com o intuito de reduzir os custos com aeração e ter o potencial para gerar produtos de valores agregados, o consórcio algal bacteriano desenvolvido em flocos, chamado de algas ativadas, se torna uma boa alternativa. Entretanto, é possível encontrar alguns fatores que restringem a recuperação de subprodutos de biomassa algal proveniente de estações de tratamento de efluentes (ETE). As microalgas possuem baixa velocidade de sedimentação, inferior a 0,0036 m/h, densidade semelhante à da água e tamanho celular inferior a 30 μm , o que exigem técnicas de colheita de alto custo que envolvem coagulação/floculação, centrifugação, flotação etc. (RENUKA *et al.*, 2013).

O desenvolvimento de consórcio granular algal bacteriano, conhecidos como fotogrânulos, foi reportado por HUANG *et al.*, (2015), consta como um resultado proveniente do crescimento de microalgas em lodo granular aeróbio (LGA). Os fotogrânulos possuem eficiente remoção de matéria orgânica e nutrientes, boa sedimentabilidade, boa retenção de biomassa e capacidade de suportar choques de carga (HE *et al.*, 2018). A geração de oxigênio pelas algas é uma das principais vantagens desta simbiose, pois pode ser utilizada tanto pelas bactérias aeróbias e ao mesmo tempo os nutrientes e o dióxido de carbono (CO_2) produzido a partir da oxidação podem ser assimilados pelas algas (SANTIAGO *et al.*, 2013). A biomassa pode apresentar um potencial para a recuperação deste nutriente com qualidade para fertilização agrícola, devido ao possível acúmulo de fósforo (P) durante o processo de fotogranulação (CAI *et al.*, 2019).

Um dos maiores desafios para o desenvolvimento do consórcio, é o controle adequado das condições operacionais, pois poucas informações são encontradas, por se tratar de uma nova tecnologia, sobre o acúmulo de fósforo nos fotogrânulos. Apesar do que se tem avançado nos estudos com consórcio granular este é um problema com significativos impactos no desempenho dos sistemas em termos de remoção avançada de poluentes (LIU *et al.*, 2017).

Como a tecnologia de formação de fotogrânulos é bastante nova, maiores estudos são necessários para compreender o potencial de aplicação desta tecnologia no tratamento de esgoto doméstico de baixa concentração, uma vez que a maior parte dos estudos é desenvolvido em países com concentrações de efluentes elevadas (HUANG *et al.*, 2015; HE *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018). Diante dos desafios de promover a fotogranulação, estudos sobre o consórcio granular algal-bacteriano foram desenvolvidos com sucesso no tratamento de esgoto de baixa concentração (DQO < 400 mg/l) e mantiveram a estabilidade granular com estrutura compacta (SALES *et al.*, 2019; MARINHO, 2020). Nestes estudos, a nitrificação parcial foi o principal mecanismo de remoção de nitrogênio observado, corroborando com o que foi reportado por Huang *et al.* (2015).

Este trabalho, avalia o desenvolvimento dos fotogrânulos aeróbios em fotobiorreator em bateladas sequenciais a partir de inóculo de microalgas e lodo bacteriano. Também avalia os mecanismos de remoção de matéria orgânica e nutrientes da biomassa formada. Além disto, a recuperação de fósforo do esgoto é avaliada através da quantificação da fração biodisponível na biomassa algal.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar a biodisponibilidade de fósforo em biomassa algal-bacteriana em fotobiorreator em batelada sequencial tratando esgoto doméstico sintético de baixa concentração.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o processo de formação dos fotogrânulos no tratamento de esgoto sintético de baixa concentração;
- Avaliar mecanismos de remoção de matéria orgânica e nutrientes da biomassa formada;
- Quantificar o fósforo biodisponível dos fotogrânulos.

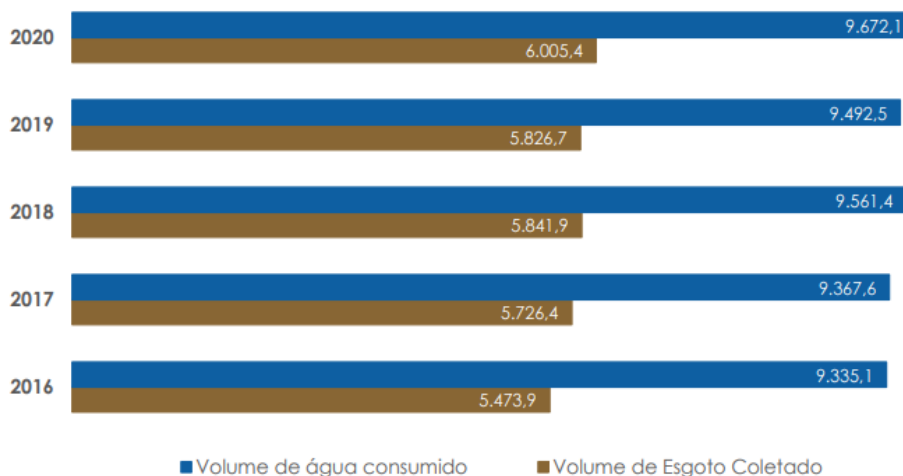
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 ESGOTO NO BRASIL

O esgoto é proveniente de águas já usadas, seja de forma doméstica, oriundas de banheiros, pias, lavanderias, de excreção humana, de forma industrial, águas usadas para criação de materiais em geral, alimentos ou outras atividades. É composto por 99% de líquidos e apenas 1% de sólidos, que podem ser de forma suspensa, dissolvida, como microrganismos, de forma orgânica e inorgânica (VON SPERLING, 2007).

A geração de esgoto é proporcional ao consumo de água. A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), pela NBR 9649/86 que discorre sobre projetos de redes coletoras de esgoto, recomenda a utilização do coeficiente de retorno de 80%, isto é, 80% da água consumida retorna na forma de esgoto que precisa ser coletado e tratado. A Figura 1 correlaciona o volume de água consumida pela população e o volume de esgoto coletado no Brasil no período de 2016 a 2020.

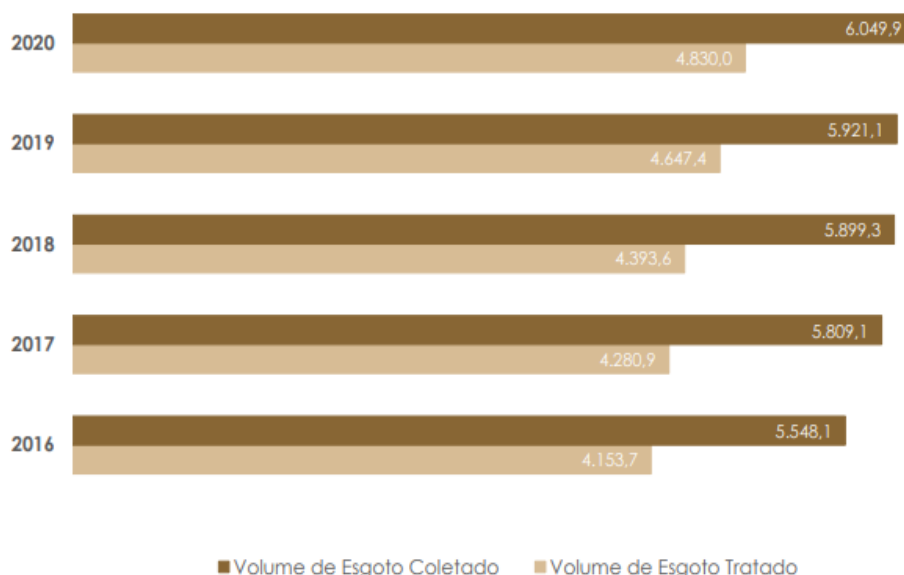
Figura 1 - Evolução da coleta de esgoto em relação ao volume de água consumido no Brasil, em milhões de m³/ano.



Fonte: SNIS (2022)

A coleta é o ponto inicial para o tratamento, a Lei Federal nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico, destaca a necessidade de tratamento do esgotamento sanitário e a disposição final adequada. Na Figura 2 é realizada uma comparação entre o volume de esgoto coletado e o volume de esgoto tratado no período de 2016 a 2020 no Brasil.

Figura 2- Evolução no tratamento em relação à coleta de esgotos no Brasil, em milhões de m³/ano.



Fonte: SNIS (2022)

Apesar dos avanços dos últimos anos, ainda persiste um desequilíbrio entre o volume de esgoto coletado e efetivamente tratado. Diante disso, parte significativa da população brasileira permanece sem acesso ao sistema de coleta de esgoto (SNIS, 2022). A falta de tratamento causa inúmeros problemas para a população, como doenças infecciosas e parasitárias, decorrentes da proliferação de animais vetores ou do contato direto com o esgoto não tratado. Além disso, a poluição dos corpos hídricos, altera toda a ecologia aquática, impossibilitando o seu uso (CORNELLI, 2015).

3.2 TRATAMENTO DE ESGOTO

Atualmente, o Brasil dispõe de dois sistemas de tratamento de esgoto. Os sistemas descentralizados e os centralizados. Os descentralizados englobam pequenas comunidades, comunidades afastadas (fossa séptica, wetland), enquanto que as soluções centralizadas são aplicadas em grandes centros urbanos, como o lodo ativado, filtro biológico, reator UASB, reator anaeróbio de fluxo ascendente (ANA, 2020).

As ETEs podem ser de vários tipos de tratamento, variando de acordo com a população a ser atendida, costumes, economia, características da área instalada e do corpo receptor que receberá o esgoto tratado. Possuindo tipos de tratamento como sistemas de lagoas, lodos ativados, reatores anaeróbios, processos químicos, biológicos simplificados ou composto por mais de um tipo (CARDOZO, 2022).

O tratamento de um despejo divide-se em algumas etapas sendo elas: preliminar,

primária, secundária e terciária, onde a etapa preliminar está presente em todos os tipos de tratamento e as outras variam de acordo com o modo usado (VON SPERLING, 2007). Segundo o Atlas Esgoto da ANA (2020), um dos mais usados no Brasil são os de lodos ativados, sistema bastante eficiente, que consegue atingir índices de remoção de matéria orgânica e nutrientes acima de 90%.

Esse modo de tratamento é composto por um reator, como tratamento primário e um decantador secundário, onde na primeira etapa ocorre a decomposição da matéria orgânica que segue por um tubo e deposita no decantador. Para manter o sistema em equilíbrio, ocorre a recirculação do lodo, com foco de elevar a biomassa no reator. No sistema de lodos ativados, podem ser realizados por meio de diferentes métodos, o modo convencional, realizado através de forma biológica e aeróbia, recebendo uma alta carga de demanda bioquímica de oxigênio e dependendo da estabilização do lodo. Um outro processo é o de aeração prolongada, onde a biomassa permanece no sistema por mais tempo, o que já gera um lodo estabilizado sem precisar de uma etapa posterior. Ainda existindo o método de pós-tratamento anaeróbio, realizado por meio de um reator de fluxo ascendente, o qual substitui o decantador primário, pois permite a estabilização do lodo após a recirculação (VON SPERLING, 1997)

Porém esse tipo de tratamento, assim como os outros citados, demanda grandes áreas de implementação e altos níveis de gastos com energia e manutenção para que fique tudo de acordo com o esperado, sendo válido ressaltar que também se tem necessidade de ter proximidade com uma Estação de Tratamento de Esgoto - ETE.

Dessa forma, vêm sendo estudadas novas tecnologias para a realização do tratamento de esgotos, uma delas é a tecnologia de lodo granular aeróbio, o LGA, realizada através de reatores de bateladas sequenciais, onde seu tratamento está compacto nas etapas preliminar e primárias, o reator é capaz de realizar a remoção da matéria orgânica e dos nutrientes através de suas bateladas, em um único reator.

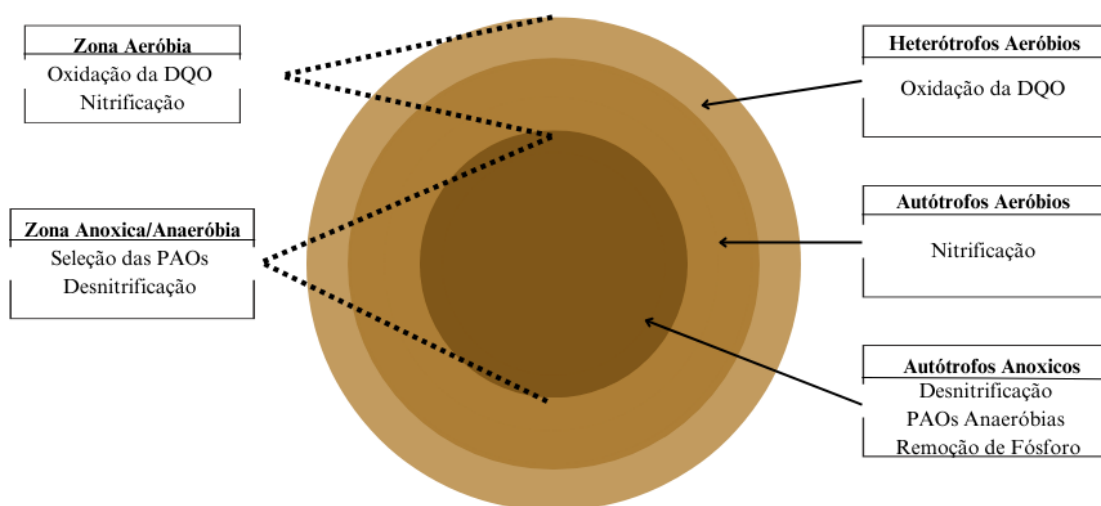
3.3 LODO GRANULAR AERÓBIO (LGA)

O lodo granular aeróbio (LGA) é um método de tratamento de efluentes, que vem sendo bastante estudado atualmente. Produzindo grânulos aeróbios que são auto agregados bacterianos que dispõem de micronutrientes, assim sendo possível ocorrer remoção de matéria orgânica e nutrientes no próprio grânulo.

Diferente do método mais utilizado, o de lodos ativados, o LGA necessita de uma área que pode ser reduzida em até quatro vezes, possuindo uma boa capacidade de sedimentação, grânulos densos e compactos, com competência de remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes. Para a formação dos grânulos, é mais utilizado o reator de bateladas sequenciais, que permite condições operacionais específicas e é mais simples em sua operação (YIN et al., 2019).

Os grânulos são estruturados por zonas de microambientes aeróbio (localizado na superfície granular), anaeróbio (encontrado na parte mais interna do grânulo) e anóxico, podendo proporcionar o surgimento de organismos acumuladores de fósforo (PAOs) e acumuladores de glicogênio (GAOs). Desse modo, podem acontecer processos encarregados pela remoção de nitrogênio (nitrificação e desnitrificação) no grânulo (NANCHARAI AH & KIRAN KUMAR REDDY, 2018).

Figura 3 - Representação esquemática da estrutura de um grânulo aeróbio.



Fonte: EKAMA (2015)

Um dos principais focos do tratamento de esgoto é a remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo. No tratamento com LGA, a remoção acontece de forma biológica. A remoção biológica de nitrogênio se dá a partir das bactérias nas camadas do grânulo, onde na zona aeróbia ocorre a nitrificação, na zona anóxica a desnitrificação, ambos de forma simultânea (uma das principais características do LGA), e assim liberando N₂ (Nitrogênio Gasoso) (WEI *et al.*, 2012).

Na remoção biológica de fósforo, quando o sistema não possui oxigênio, o nutriente e seus compostos são armazenados nas células bacterianas como forma de poliéster, e assim

necessita de energia para o crescimento até a eliminação do sistema. Com a presença de oxigênio, os microrganismos acumuladores de fósforo são capazes de deter o polifosfato do meio e reconstruir suas reservas energéticas, adquirindo crescimento até serem liberadas do sistema através do descarte da biomassa (WANG *et al.*, 2009).

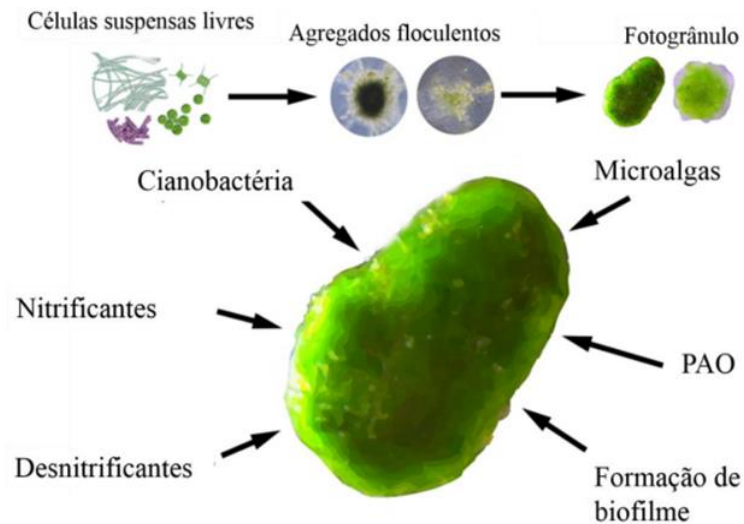
3.4 FORMAÇÃO DE FOTOGRÂNULOS

Os fotogrânulos são formados a partir do consórcio granular alga-bactéria, onde a biomassa granular do LGA se agrega a microalgas, desenvolvidos em reatores de bateladas sequenciais expostos a luz natural, formando o lodo granular algal bacteriano (LGAB), as quais contribuem para o adensamento dos grânulos, remoção de nutrientes e disponibilidade de oxigênio. As microalgas necessitam de altas demandas de nutrientes para seu crescimento, e é comum observar sua proliferação em ambientes eutrofizados, onde a concentração de nutrientes é elevada, especialmente em esgotos brutos os corpos hídricos poluídos (HUANG *et al.*, 2015).

Diante disso, torna-se evidente que as algas podem se desenvolver em águas residuais e têm sido objeto de grande interesse devido à sua capacidade única de absorver simultaneamente nutrientes (nitrogênio e fósforo), capturar dióxido de carbono (CO₂) e produzir oxigênio, o que auxilia a atividade bacteriana, que utilizam do oxigênio para degradar a matéria orgânica e os nutrientes presentes (LIU *et al.*, 2018).

Além da composição de lodo flocculento e do logo já de forma granular, o fotogrânulo pode ser composto de organismos nitrificantes, desnitrificantes, acumuladores de fosfato e cianobactérias, o que gera um lodo fotogranular maduro, com estrutura densa compacta e regular (TREBUCH *et al.*, 2020).

Figura 4 - Ilustração de um fotogrânulo com processo de formação e microrganismos presentes.



Fonte: Trebuchet *et al.* (2020)

O consórcio algal-bacteriano é considerada uma tecnologia nova, sendo assim, ZHANG *et al.* (2019) propôs etapas para o entendimento do processo da formação dos fotogrânulos, a etapa de adaptação, onde por conta da iluminação há um crescimento exacerbado de microalgas e conseqüentemente um aumento de absorção de nutrientes por elas, a etapa em que acontece a reagregação e reorganização, a qual as algas crescem da parte externa para a parte interna do grânulos, sem prejudicar a estrutura e estabilidade granular, e a etapa de maturação, o estágio que as algas já estão estabilizadas, agregadas aos grânulos em fase de maturidade com bons índices de sedimentabilidade e alta remoção de nutrientes.

3.5 PROPRIEDADES DOS FOTOGRÂNULOS E REMOÇÃO DE POLUENTES

Para um bom desempenho do consórcio algal-bacteriano, o tratamento de efluentes depende de diversos componentes de interferem no crescimento de algas e bactérias, onde qualquer variação brusca pode dificultar o desenvolvimento da biomassa e conseqüentemente prejudicar o tratamento, tornando-o ineficiente (AHMAD *et al.*, 2017). O bom desempenho deve ser estimado a partir das vantagens operacionais atribuídas aos fotogrânulos, como a diminuição de uma aeração mecanizada, por conta do oxigênio fornecidos pelas algas, além de altos índices de remoção de nutrientes, quando comparado ao sistema com o grânulo apenas bacteriano, somado ainda ao potencial de recuperação de subprodutos (WANG *et al.*, 2018).

A composição dos fotogrânulos requer a presença de bactérias que atuam diretamente nos nutrientes, como as bactérias oxidadoras de amônia, responsáveis pelo processo de remoção de amônia no efluente, assim como as bactérias oxidadoras de nitrito e as bactérias desnitrificantes. Risgaard-Petersen *et al.* (2004) observou a diminuição de bactérias oxidadoras de amônia no processo de tratamento de efluentes com fotogrânulos, pois as algas apresentaram uma maior taxa de crescimento e conseqüentemente um aumento na absorção de nitrogênio, dessa forma as bactérias oxidadoras de amônia não conseguiram suprir a demanda e acarretou a diminuição.

Já Meng *et al.* (2019), avaliou a intensidade luminosa na formação dos fotogênicos e conseguiu quantificar a formação com sucesso em intensidades diferentes, mas, por outro lado, foi identificado que intensidades superiores a $180 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ inibe a atividade das bactérias oxidadoras de nitrito e dessa forma o nutriente acaba acumulando no processo de tratamento. Em contrapartida, as diversas intensidades luminosas foram positivas para o surgimento e enriquecimento das microalgas presentes no sistema.

O fotogrânulo também é capaz de realizar a nitrificação e desnitrificação simultânea, onde as fases de transformação da amônia em nitrogênio gasoso envolve diversas reduções e oxidações. A amônia presente no efluente é convertida em nitrito (NO_2^-) pelas bactérias nitrificantes e seguidamente o nitrito é convertido em nitrato (NO_3^-). Após esse processo de nitrificação, para ocorrer a remoção do nutriente é necessário que ocorra a desnitrificação, que consiste na ação das bactérias desnitrificantes, que atuam na zona anóxica, consumindo a matéria orgânica com o auxílio do oxigênio presente na molécula no nitrato, transformando-a em nitrogênio gasoso, o qual é eliminado do sistema (SANZ-LUQUE *et al.*, 2015). Fica evidente que a união das microalgas com as bactérias na formação dos fotogrânulos pode aumentar os índices de eficiência de remoção do nitrogênio no tratamento de efluentes. Contando também com a integração para o crescimento da biomassa, produção de oxigênio e assim reduzir os gastos com energia voltada para a aeração do sistema.

3.6 ACÚMULO E RECUPERAÇÃO DO FÓSFORO

No tratamento de esgoto por lodo granular algal bacteriano a remoção de fósforo através do processo biológico de remoção aprimorada de fósforo, método que ocorre por conta das bactérias acumuladoras de fosfato (PAOs), que estão presentes no efluente. O modo de tratamento, em reatores de bateladas sequenciais, estimula a proliferação dessas bactérias,

por conta da existência do período anaeróbio presente nas bateladas, o que acarreta a remoção de fósforo do sistema (JI *et al.*, 2020).

Convencionalmente, por conta da ação das bactérias acumuladoras de fosfatos, o fósforo é armazenado intracelularmente na biomassa e é descartado através do descarte do lodo gerado no processo. Sendo assim, a biomassa que é eliminada do sistema, é descartada rica em fósforo, e devido a esse processo, de acúmulo de fósforo na biomassa durante o mecanismo de tratamento do sistema, a biomassa de algas pode servir como fertilizante de fósforo na agricultura (MULBRY *et al.*, 2005).

Porém, para fins agrícolas, o fósforo precisa atender algumas especificações quando gerado a partir da recuperação de águas residuárias. O lodo granular algal bacteriano pode apresentar cinco frações de fósforo presentes na biomassa: fósforo total, apatita, não-apatita, orgânico e inorgânico. Agricultura necessita do fósforo biodisponível, que é resultado da soma da fração orgânica com a fração não-apatita, dessa forma, as separações das frações auxiliam a quantificar a biodisponibilidade do fósforo (CAI *et al.*, 2019).

Resultados quantificados por CAI *et al.*, (2019), mostrou uma biodisponibilidade de fósforo na biomassa de 93 a 95%, onde os fotogrânulos obtiveram 33,4 mg/gSST no seu processo de tratamento de efluentes, mostrando o potencial da biomassa para a recuperação de fósforo.

3.7 DISPONIBILIDADE DO FÓSFORO

O fósforo tem um papel fundamental em várias funções metabólicas das plantas, em destaque para o seu crescimento saudável. É considerado um dos macronutrientes primários, sendo assim as plantas requerem uma quantidade relativamente grande para seu desenvolvimento (YAMADA *et al.*, 2004).

Algumas das principais funções em que fósforo ganha destaque podem ser listadas como: Fotossíntese, sendo necessário para a síntese de adenosina trifosfato (ATP), uma molécula que armazena e transporta energia nas células vegetais durante a fotossíntese. Formação de flores e frutos, a deficiência de fósforo pode levar à formação inadequada de flores e baixa produção de frutos. Crescimento de Raízes, o que é super necessário para a absorção das águas. Entre outros como, transferência de energia, resistência ao estresse (PANTANO *et al.*, 2016).

O fósforo é um elemento disponível no solo fortemente ligado aos minerais presentes, o que causa uma estabilidade no nutriente e assim uma disposição na solução do

solo, a qual será absorvida pelas plantas. Porém, fatores vêm interferindo nesse processo, causando uma baixa disponibilidade do fósforo, como a presença de dióxido de ferro mal cristalizado e alumínio substituindo o ferro no solo, o que dificulta a absorção por culturas (NOGUEIRA, 2019).

Dessa forma é necessário a injeção no nutriente no solo para nutrir as culturas, quando se deseja alcançar altos índices de produção, então fertilizantes são utilizados diretamente na planta ou soluções nutritivas são lançadas no solo para aumentar a disponibilidade. Porém, a utilização de fertilizantes pode acarretar diversos problemas, como a desregulação química do solo, contaminação de corpos hídricos, através da infiltração ou lixiviação do produto (NOGUEIRA, 2019). Como uma forma de diminuir o uso de fertilizantes químicos, a utilização de fertilizantes biológicos, gerados a partir de subprodutos é uma alternativa que vem tomando espaço e melhorando o meio ambiente.

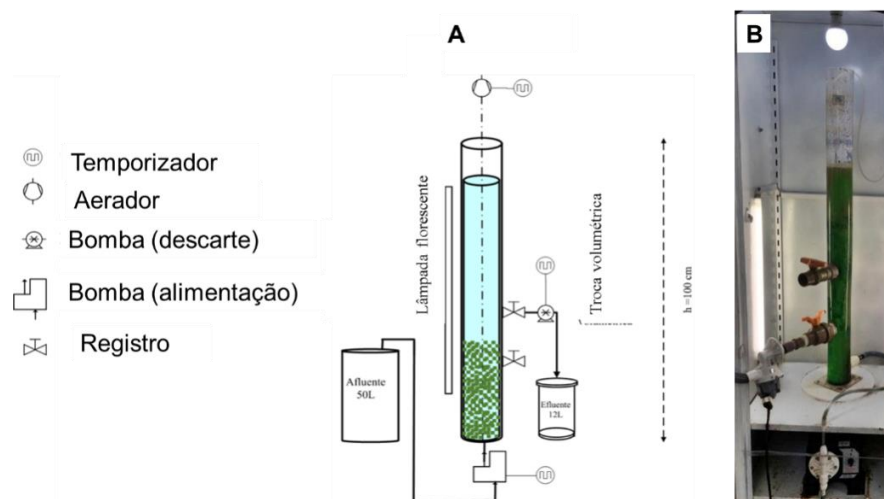
4 METODOLOGIA

4.1 SISTEMA EXPERIMENTAL E CONDIÇÕES OPERACIONAIS

O sistema experimental foi realizado no Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE, latitude 8° 3' 15.933" S e longitude 34° 57' 18.327" W, com um fotobiorreator em bateladas sequenciais (FRBS) em escala de bancada. O aparato experimental foi composto por bombas dosadoras (HANNA®, modelo BL Black Stone) para alimentação do FRBS com uma vazão de 1,1L/h e bomba de eletro drenagem para realizar o descarte do efluente. O sistema foi automatizado com o auxílio de temporizadores.

O FRBS foi confeccionado em acrílico formato de coluna, possuindo as seguintes dimensões: coluna com 1,0 m de altura, 0,08m de diâmetro interno, volume de 5 L e um volume útil de 2,2 L. A troca volumétrica utilizada foi de 55% (Figura 1 A e B).

Figura 5- Representação esquemática do fotobiorreator e componentes (A) e foto do FRBS instalado (B).



Fonte: Adaptado de Sales *et al.* (2022)

4.2 INÓCULO MICROBIANO E EFLUENTE SINTÉTICO

O FRBS foi alimentado com efluente sintético, composto por uma fonte de carbono, uma solução composta por acetato e glicose (300 mg.L^{-1}), uma fonte de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) com cloreto de Amônia (30 mg.L^{-1}) e uma fonte de fósforo (PO_4^{3-}) proveniente de fosfato de potássio monobásico (4 mg.L^{-1}). A composição de esgoto foi definida de acordo com caracterização de efluente local (SALES, 2018). Foi adicionada ainda uma solução de elementos, para somar na composição do esgoto, com concentrações apresentadas no quadro 1.

Quadro 1 – Solução dos elementos adicionados a composição de esgoto

COMPOSTO	FÓRMULA MOLECULAR	CONCENTRAÇÃO	UNIDADE
Ácido bórico	H_3BO_3	50,0	mg/L
Cloreto de zinco	ZnCl_2	50,0	mg/L
Cloreto de cobre	CuCl_2	38,0	mg/L
Sulfato de manganês monohidratado	$\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$	50,0	mg/L
Molibdato de amônio tetrahidratado	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	50,0	mg/L
Cloreto de alumínio	AlCl_3	50,0	mg/L
Cloreto de cobalto hexahidratado	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	63,5	mg/L

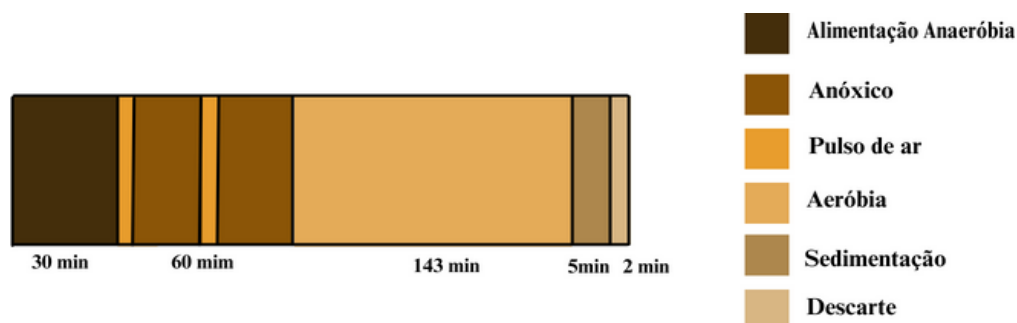
 Fonte: APHA (2012).

O reator foi inoculado com 1,0 L de lodo aeróbio (6,2 gSST/L) advindo da ETE-SEAL em Cabo de Santo Agostinho que integra a região metropolitana de Recife-PE.

4.3 CONDIÇÕES OPERACIONAIS DO FOTOBIORREATOR

O FRBS foi operado durante 50 dias, em ciclos de 4 horas (6 ciclos/dia) e troca volumétrica de 55%. O modo de operação incluiu alimentação anaeróbia lenta (30 min), fase anóxica (60 min) com pulsos de ar de 1 minuto a cada 30 minutos, fase aeróbia (143 min), sedimentação (5 min) e descarte (2min).

Figura 6 - Esquema do Ciclo Operacional



Fonte: A autora, (2023)

4.4 PARÂMETROS ANALISADOS

4.4.1 Análises Físico-Químicas

Para avaliar o desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes, análises físico-químicas foram empregadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 21th Ed (2012) (Quadro 2). As análises foram realizadas semanalmente.

Quadro 2 - Parâmetros físico-químicos monitorados no licor misto, aflente (AF), após alimentação anaeróbia (AN) e efluente final (EF).

Parâmetro	Método de análise	Amostra
-----------	-------------------	---------

OD, T e pH	Sonda Multiparâmetros	Licor Misto, AF, AN, EF
DQO total e solúvel	Colorimétrico	AF, AN, EF
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	Colorimétrico/ Cromatográfico	AF, AN, EF
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	Colorimétrico/ Cromatográfico	AF, AN, EF
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	Destilação/ Titulométrico	AF, AN, EF
Fósforo total e ortofosfato	Colorimétrico	AF, AN, EF
Série de sólidos	Gravimétrico	LM, EF

Fonte: A autora (2023)

4.4.2 Índice volumétrico do lodo

A partir da metodologia realizada por Schwarzenbecket *al.* (2004), foi monitorada a sedimentabilidade da biomassa em diferentes tempos de sedimentação. Dessa forma, para indicar uma ótima sedimentabilidade, Yang et al. (2004), definiu que para uma análise qualitativa, os valores de sedimentabilidade do IVL devem ser obtidos ao passar de 10 e 30 minutos e calculados a partir da equação 1.

$$IVL_T = \frac{VLS * 1000}{SSTLM} \text{ (Eq. 1)}$$

Onde:

IVL_T é o Índice volumétrico de lodo no tempo t (mL.g-1)

VLS = Volume de lodo sedimentado (mL.L-1)

SSTLM = Concentração de sólidos suspensos totais na amostra (mg.L-1)

4.4.3 Análise granulométrica

Foi utilizado para análise granulométrica uma metodologia adaptada de Bin et al. (2011) que consiste no peneiramento. Para isso, foi tomada de cada reator uma amostra de 100 mL do licor misto. Foram empilhadas na ordem crescente do MESH um conjunto de peneiras em material aço inoxidável com aberturas que formam uma malha em diâmetros de 0,2, 0,4, 0,6 e 1,0 mm. Na última peneira foi colocado um recipiente com intuito de coletar a biomassa que passou pela menor abertura de 0,2mm.

Em cada peneira ainda restou biomassa retida que foram recuperadas por retro lavagem com água deionizada e reservada em béqueres. Como próximo passo, foram filtradas as amostras correspondentes a cada ordem granulométrica ($\phi < 0,2$ mm, $0,2$ mm $< \phi < 0,4$ mm, $0,4$ mm $< \phi < 0,6$ mm, $\phi > 0,6$ mm) e assim determinado os sólidos suspensos totais (SST) utilizando como referência a metodologia do Standard Methods for the *Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Foi calculado o percentual do peso em que cada fração

corresponde em relação ao valor SST, com intuito de encontrarmos a determinação da distribuição granulométrica.

4.4.4 Análise de Clorofila

A análise de Clorofila-a foi realizada de acordo com a metodologia de Tang *et al.*(2016). Uma amostra de 20 mL de licor misto tomada do FRBS e acondicionada em tubo falcon (50 mL). A análise consistiu em centrifugar a amostra a 4000 rpm por 10 min. Descartou-se o sobrenadante e adicionou-se 20 mL de acetona a 90% e 0,05 g de CaCO₃. A solução foi agitada em vortex e armazenada à 4° C por 24 horas no escuro. Após estas etapas, realizou-se a leitura da absorbância da amostra em quatro comprimentos de onda: 750 nm, 663 nm, 645 nm e 630 nm utilizando o espectrofotômetro. Solução de acetona a 90% foi utilizada como branco.

$$Chl - a = \frac{[(11.64x (OD_{633} - OD_{703}) - 2.6 x (OD_{645} - OD_{750}) + 0.1 x (OD_{630} - OD_{750}))].V1}{V.\sigma} \quad (\text{Eq. 2})$$

Onde:

Chl-a (mg.L⁻¹) é a concentração de clorofila-a;

V= volume em litros da amostra coletada;

V1= volume em mL de acetona 90% usada para extração;

OD₆₃₀ = leitura da densidade óptica no comprimento de onda 630nm;

OD₆₆₃ = leitura da densidade óptica no comprimento de onda 663nm;

OD₆₄₅ = leitura da densidade óptica no comprimento de onda 645nm;

OD₇₅₀ = leitura da densidade óptica no comprimento de onda 750nm;

σ= é o caminho óptico da cubeta (cm).

4.4.5 Determinação das Frações de Fósforo na Biomassa

As frações de fósforo presentes na biomassa de forma fracionada foram medidas de acordo com os métodos descritos por RUBAN *et al.*, (1999). O método consiste em extrair, de forma separada, os componentes: Fósforo total, fósforo inorgânico, fósforo orgânico, fósforo não apatita (forma mineral) e fósforo apatita. A curva de calibração do fósforo foi construída a partir de uma solução estoque de KH₂PO₄ (padrão de fosfato).

Inicialmente, 1g de biomassa foi seca por duas horas a 105 °C em estufa. Para a

obtenção do fósforo total, 0,2 g dessa biomassa foi calcinada a 450 °C por 3h. Posteriormente transferiu-se para um tubo de polietileno, onde foi adicionado 20 mL de ácido clorídrico (HCL) de massa molar igual a 3,5 M e agitado por 16h em mesa agitadora. Após a agitação, a amostra foi centrifugada a 2000 rotações por minuto (rpm) por 15 minutos para separação do sobrenadante e determinação do fósforo total através de um espectrofotômetro com um comprimento de onda de 880 nm.

Para a determinação da fração de fósforo inorgânico, 0,2 g da biomassa seca inicialmente foi colocada em tubo de polietileno, adicionou-se 20 mL de ácido clorídrico de massa molar igual a 1 M e agitou-se por 16h. Após a agitação, centrifugou-se a 2000 rpm por 15 minutos para separação do sobrenadante. A quantificação do fósforo inorgânico foi obtida em espectrofotômetro com comprimento de onda de 880nm. Para a obtenção do fósforo orgânico, o resíduo sedimentado foi calcinado e o procedimento repetido.

A fração de fósforo não-apatita foi determinada utilizando 0,2 g da biomassa seca. A biomassa foi adicionada em tubos de polietileno juntamente com 20 mL de hidróxido de sódio (NaOH) de massa molar 1 M e agitado por 16h. Após a agitação, o resíduo e o sobrenadante foram separados. 10 mL do sobrenadante foi transferido para um tubo falcon, adicionou-se 4 mL de ácido clorídrico (HCL) de massa molar igual a 3,5 M. Essa solução foi mantida em repouso por 16h para a formação de um precipitado.

Após a precipitação, o sobrenadante foi transferido para um novo tubo e centrifugou-se a 2000 rpm por 15 min. O percentual de fósforo não-apatita foi determinado por espectrofotômetro com um comprimento de onda de 880nm. Quanto ao resíduo separado na etapa inicial, adicionou-se 20 mL de ácido clorídrico (HCL) de massa molar igual a 1 M, agitou-se por 16h, centrifugou-se a 2000 rpm por 15 minutos para separação do sobrenadante e determinou-se o fósforo apatita através de um espectrofotômetro com um comprimento de onda de 880nm.

As concentrações de fósforo foram ser obtidas através da divisão com a massa de lodo obtida inicialmente em mgP.gSST^{-1} . A curva de calibração foi obtida através da solução padrão de fósforo (KH_2PO_4).

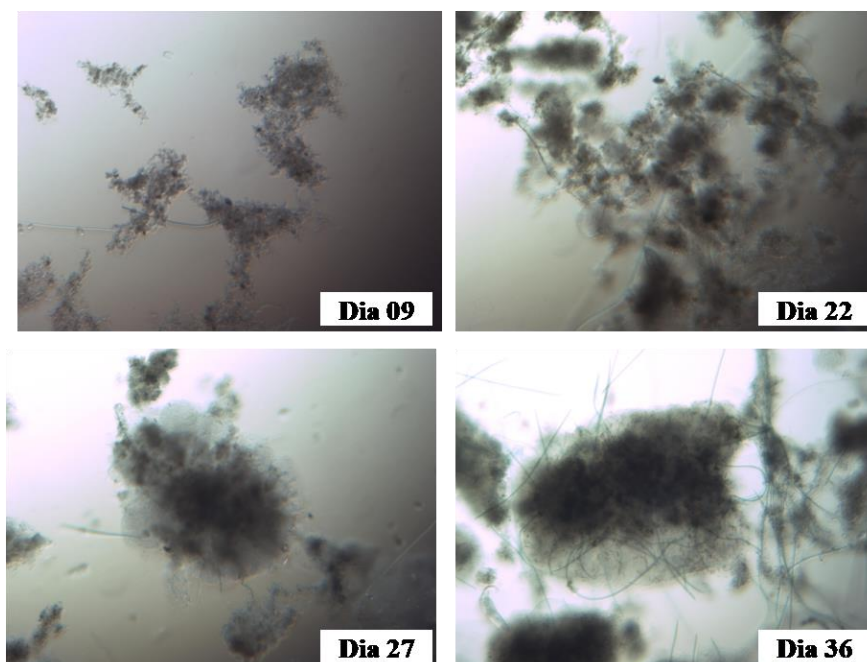
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 DESENVOLVIMENTO DA BIOMASSA

A partir da análise de granulometria foi possível observar que no início da operação do sistema, no dia 09, havia a predominância de flocos dispersos no fotobiorreator. Após 22 dias de operação, já foi possível observar uma biomassa mais agregada, percebendo a presença de pequenos grânulos, ainda contendo flocos microbianos. Os resultados revelam que o desenvolvimento do sistema favoreceu a formação dos grânulos, e ao final da operação, o fotobiorreator já apresentava grânulos superiores a 0,2 mm, apresentando grânulos formados como apresentado na Figura .

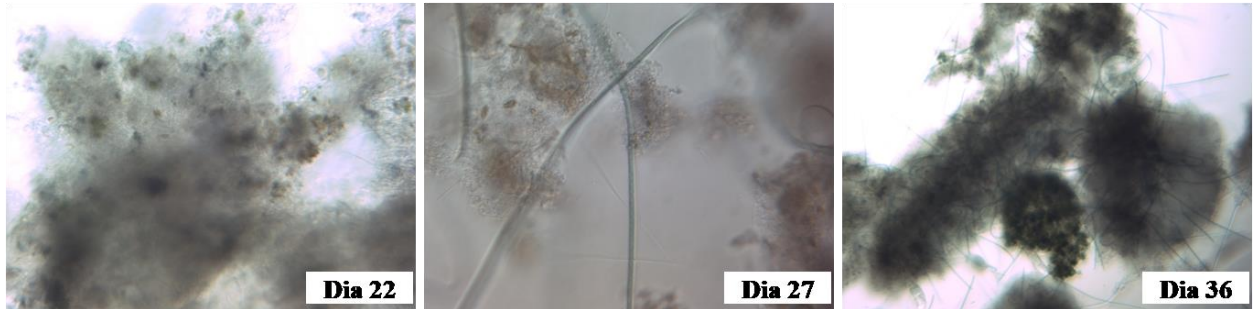
Além disso, foi observado o aparecimento de microalgas filamentosas. Corroborando com os dados apresentados por Liu, *et al.*, (2018), que relataram que a adição de algas no sistema melhora a morfologia dos grânulos.

Figura 7 - Desenvolvimento da biomassa no fotobiorreator



Fonte: a autora (2023)

Figura 8 - Desenvolvimento das microalgas no fotobiorreator.

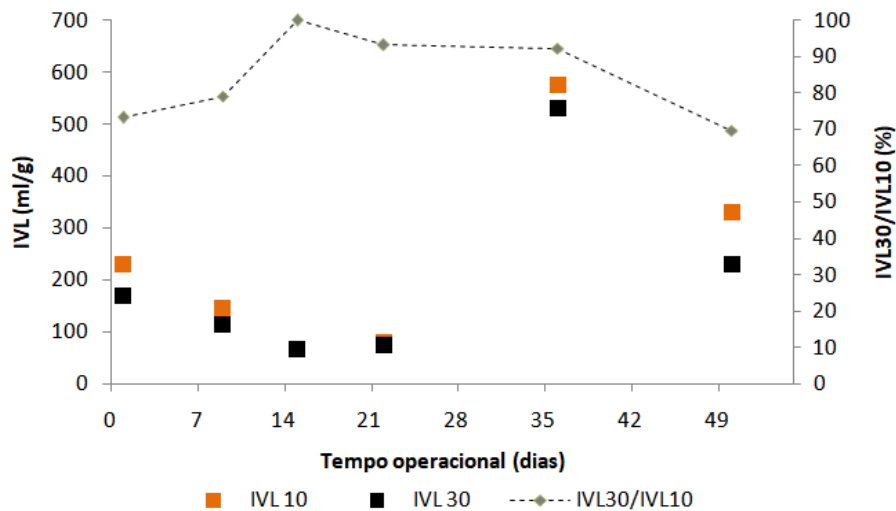


Fonte: A autora (2023)

5.1.1 Índice Volumétrico do Lodo

Quanto à capacidade de sedimentação da biomassa, no início do experimento o fotobiorreator apresentou IVL_{10} e IVL_{30} de 230,6 mL/g e 196,9 mL/g, respectivamente, e assim uma relação IVL_{30} / IVL_{10} de 0,7. Ao final do experimento, o sistema possuía biomassa com boa sedimentabilidade, apresentando valores de IVL_{10} de 80,3 mL/g e IVL_{30} de 74,9 mL/g, respectivamente, atingindo relações IVL_{30} / IVL_{10} superiores a 0,9. Esses resultados colaboraram com Li *et al.* (2020), onde afirma que presença de microalgas no sistema favorece a capacidade de sedimentação da biomassa, uma vez que agregadas a bactérias torna-a mais pesadas, contendo uma relação IVL_{30} / IVL_{10} próxima de 1, caracterizando uma boa sedimentabilidade.

Figura 9 - Comportamento da capacidade de sedimentação no fotobiorreator.

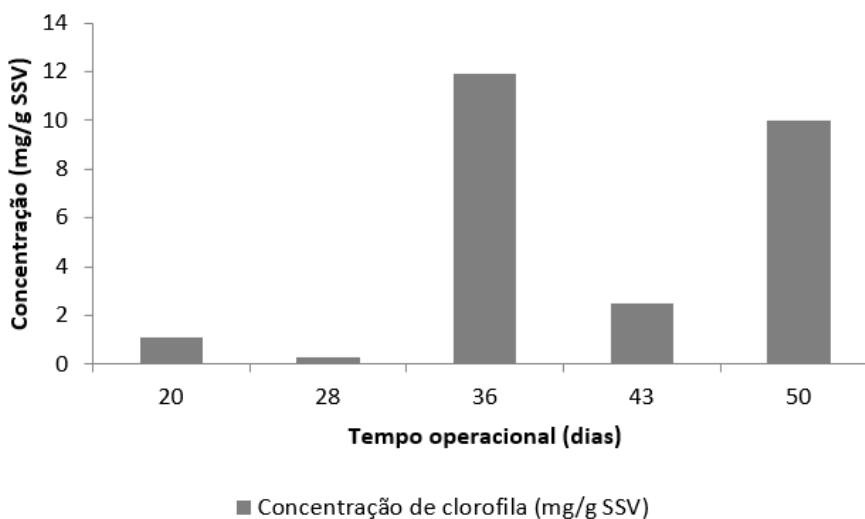


Fonte: A autora (2023)

5.1.2 Clorofila-a

Com a presença de microalgas no fotobiorreator, a concentração de clorofila-a no reator chegou a 11,8 mg/g SSV no 36° dia de operação do sistema. O que confirma que foi possível desenvolver o consórcio alga-bactéria em fotobiorreatores sob temperatura ambiente ($25^{\circ} \pm 2^{\circ}\text{C}$). A concentração de clorofila-a diminuiu no fotobiorreator, indicando que os microrganismos autotróficos não conseguiram acompanhar o crescimento dos sólidos suspensos voláteis, pois acabam diminuindo a intensidade luminosa para a população algal, dificultando o crescimento, assim como foi reportado por Sun *et al.* (2018). Além da grande parcela de biomassa floculenta que acaba sendo descartada juntamente com microalgas, assim contribuindo para a diminuição da clorofila-a.

Figura 10 - Concentração de clorofila-a do fotobiorreator.



Fonte: A autora (2023)

5.2 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES

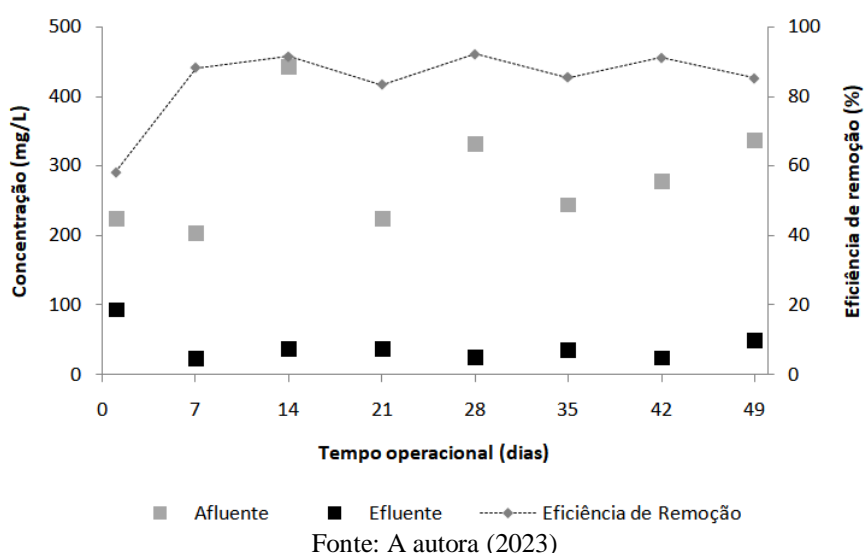
5.2.1 Remoção da Matéria Orgânica

No período inicial do sistema as remoções de DQO foram baixas, apresentando média de 58%, por haver baixa concentração (93,52 mg/L) de biomassa floculenta. Porém, após o período, as remoções aumentaram significativamente, podendo ser observado no

fotobiorreator eficiências de remoção acima de 90%, tornando estáveis durante todo o experimento. Esses dados corroboram com Wang, *et al.* (2019) que após realizar um experimento com lodo granular obteve eficiência de remoção 96%.

Por outro lado, estudos que trataram efluentes domésticos apenas com microalgas, como aborda Su, Mennerinch e Urban, (2012), tiveram remoções de média em torno de 66%, mostrando que a união do lodo granular bacteriano com as microalgas tem uma função fundamental para promover a degradação da matéria orgânica.

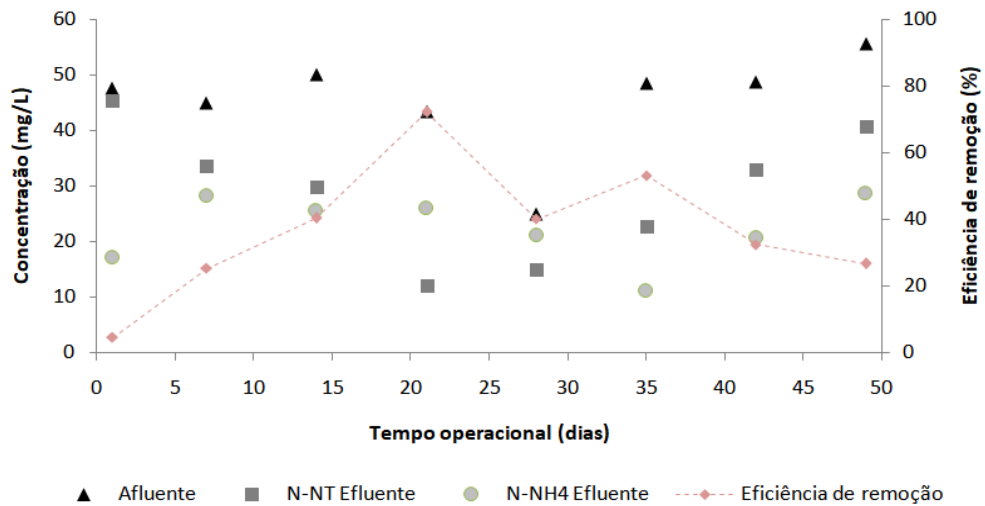
Figura 61 - Remoção da matéria orgânica carbonácea no fotobiorreator.



5.2.2 Remoção de Nitrogênio

O fotobiorreator alcançou 72% de remoção de nitrogênio total (Figura 7). Segundo Liu *et al.* (2018), a remoção de nitrogênio amoniacal e total em sistemas granulares algal-bacterianos, possuem melhores remoções comparados a sistemas granulares bacterianos. Por conter oxigênio no interior do grânulo no fotobiorreator, é provável que tenha impossibilitado a melhor remoção dessa etapa, essa afirmativa foi observada por MENG *et al.*, (2019) onde ele entende que a formação de microzonas anóxicas e anaeróbias no interior dos grânulos que possibilitam o processo de desnitrificação.

Figura 72 - Remoção de nitrogênio.

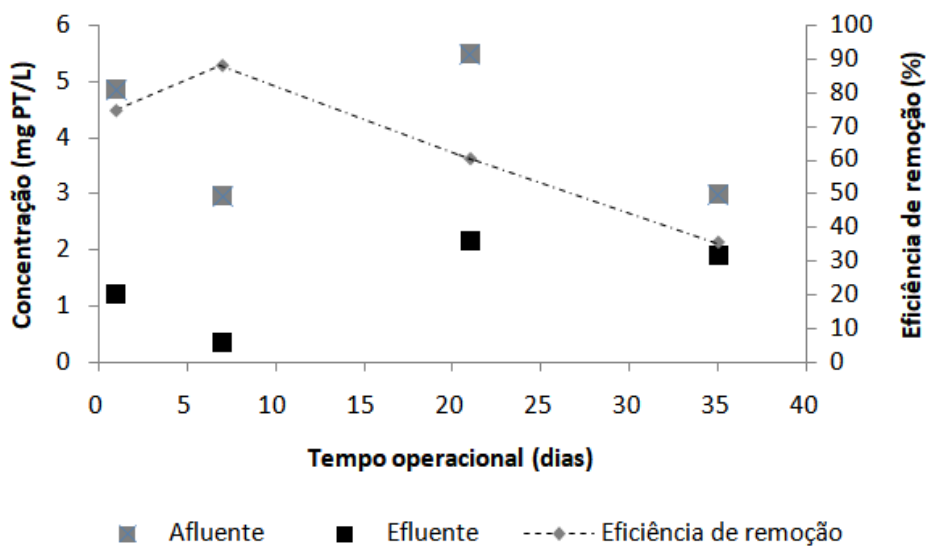


Fonte: A autora (2023)

5.2.3 Remoção de Fósforo

A concentração afluente, efluente e eficiência de remoção de fósforo total no sistema no período experimental está representado na Figura 8. O fotobiorreator apresentou uma remoção média de 88,2%. É sabido que no processo convencional de remoção de fósforo em sistemas aeróbios, a biomassa armazena fósforo em seu metabolismo. Dessa forma, como controle da idade do lodo no sistema, parte da biomassa é retirada e destinada a lixões e aterros sanitários. Entretanto, o consórcio algal bacteriano apresenta uma alta biodisponibilidade de fósforo que pode chegar a 98%, o que torna esse sistema promissor na recuperação desse subproduto de valor agregado (Zhao *et al.*, 2018).

Figura 83 - Comportamento na remoção de fósforo no fotobiorreator.



Fonte: A autora (2023)

5.3 FÓSFORO NA BIOMASSA

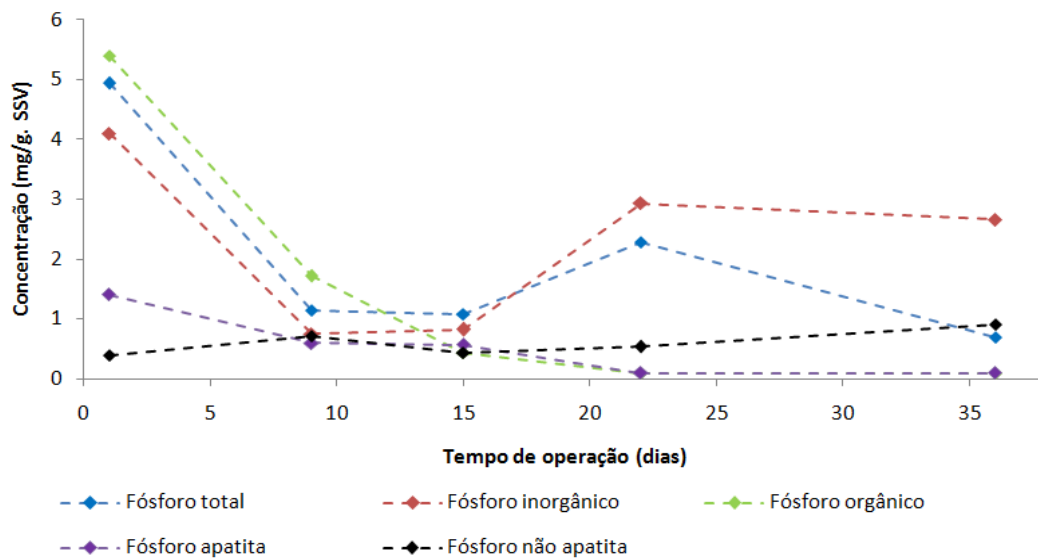
Para a remoção de fósforo convencionalmente ele é armazenado intracelularmente na biomassa e posteriormente ocorre a descarte do lodo gerado. Portanto, os processos de remoção de fósforo consistem em um desperdício de biomassa rica desse nutriente. Porém, devido ao possível acúmulo dele durante o processo de granulação, a biomassa de algas pode servir como fertilizante de fósforo na agricultura (MULBRY *et al.*, 2005).

Para a formação de biomassa é necessário que todos os fatores do processo contribuam, como a composição do afluente, temperatura, pH, período *fest-famine* (saciedade e fome) e idade do lodo, fazendo com que o sucesso no desenvolvimento do acúmulo de fosfato não esteja limitado apenas às condições operacionais dos reatores (ROLLEMBERG *et al.*, 2018).

Foi possível observar cinco frações de fósforo na biomassa formada no fotobiorreator: Fósforo total, orgânico, inorgânico, apatita e não apatita, assim podendo quantificar o fósforo biodisponível no sistema, gerado a partir da fração orgânica e da fração não apatita, que pode ser potencialmente liberado e utilizado por microrganismos e plantas, já as parcelas inorgânicas e apatita contém outros elementos que são difíceis de ser utilizados por microrganismos e plantas. No início do experimento foram constatadas concentrações de 4,9 mg/g.SSV, 4,1 mg/g.SSV, 5,4 mg/g.SSV, 1,4 mg/g.SSV, 0,38 mg/g.SSV para fósforo total, orgânico, inorgânico, apatita e não apatita, respectivamente. Ao longo do experimento houve um decréscimo nas frações para concentrações de 2,3 mg/g.SSV, 2,9 mg/g.SSV, 0,1 mg/g.SSV, 0,1 mg/g.SSV, 0,5 mg/g.SSV, seguindo na mesma ordem. Este decréscimo era esperado, pois no processo de granulação aeróbia, parte da biomassa é descartada como resultado das bateladas sequenciais, logo, a baixa fração de fósforo pode ser explicada pela retirada de parte da biomassa do inóculo.

ZHAO *et al.* (2019), quantificou frações de fósforo a partir de fotogrânulos superiores, de 30,4 mg/g.SSV, 5,8 mg/g.SSV, 0,5 mg/g.SSV, 22,5 mg/g.SSV e 1,6 mg/g.SSV para fósforo total, orgânico, inorgânico, não apatita e apatita, corroborando com a recuperação de nutriente a partir da biomassa algal-bacteriana.

Figura 14 - Concentrações das frações de fósforo presentes na biomassa formada no fotobiorreator.



Fonte: A autora (2023)

6 CONCLUSÃO

O consórcio granular algal-bacteriano foi desenvolvido com sucesso sob período anaeróbio/ anóxico sob iluminação. Grande percentual de grânulos com diâmetro superior a 0,6 mm foi alcançado no fotobiorreator, assim o sistema foi capaz de promover o processo de remoção de nutrientes.

A biomassa algal se adaptou bem ao meio, comprovado pela presença de fotogrânulos com boa sedimentabilidade ($IVL_{30}/IVL_{10} > 0,8$) e parcela flocculenta. Foram observados o aparecimento de outros tipos de microalgas, que foram fundamentais para o desenvolvimento da pesquisa. Durante o experimento, foi possível obter remoções de DQO, amônia e fósforo de até 90%, 72% e 88%.

Através das análises das frações de fósforo na biomassa, tais como fósforo total, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, fósforo apatita e fósforo não apatita, foram identificadas maiores concentrações de fósforo orgânico (5,4 mg/L) e fósforo inorgânico (4,1 mg/L), o que revela o potencial de recuperação deste recurso de biomassa fotogranular.

Dessa forma, o sistema foi capaz de promover a remoção de matéria orgânica e nutrientes, onde foi quantificado o seu potencial para a recuperação de subprodutos, como a recuperação de fósforo, o qual pode ser utilizado como fertilizante biológico na agricultura. Além disso, maiores estudos são recomendados para compreender o papel de cada biomassa de forma separada são necessários.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira De Normas Técnicas - **NBR 9649: Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário**. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

AHMAD J. S. M. *et al.*, “Stability of algal-bacterial granules in continuous-flow reactor to treat varying strength domestic wastewater, **Bioresource Technology**., v. 244, p. 225–233, 2017.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for the examination of water and wastewater. 22 ed. **United Book Press**: Washington, 2012.

ANA. **Atlas esgotos**: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2020. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 25 jul. 2022.

BIN, Z. *et al.* Dynamic and distribution of ammonia-oxidizing bacterial communities during sludge granulation in an anaerobic–aerobic sequencing batch reactor. **Water Research**, v.45, p.6207-6216, 2011.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Institui o Código Civil. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 2007.

CARDOZO, G.S. **Avaliação do potencial de pós-tratamento de esgoto doméstico utilizando microalgas nativas em clima tropical**. Dissertação. 162p. Universidade Estadual Paulista (UNESP): Bauru, 2022.

CAI, W., ZHAO, Z., LI, D., *et al.* Algal granulation for nutrient uptake and algal harvesting during wastewater treatment, **Chemosphere**, v. 214, p. 55–59, 2019.

CORNELLI, Renata *et al.* **Métodos de tratamento de esgotos domésticos: Uma revisão sistemática**. Revista de estudos ambientais, v. 16, n. 2, p. 20-36, 2015.

EKAMA, G. A. **Recent developments in biological nutrient removal**. **WaterSA**, v. 41, n. 4, p. 515–524, 2015.

HE, Q. *et al.* Natural sunlight induced rapid formation of water-born algal-bacterial granules in anaerobic bacterial granular photo-sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 359, n. June, p. 222–230, 2018.

HUANG, W. *et al.* Effect of algal growth on aerobic granulation and nutrient removal from synthetic wastewater by using sequencing batch reactors. **Bioresourcetechology**, v. 179, p. 187-192. 2015.

JI B. *et al.* Removal mechanisms of phosphorus in non-aerated microalgal-bacterial granular sludge process. **Bioresource Technology**. 312, 123531, 2020.

LI, B. *et al.* Effect of TiO₂ nanoparticles on aerobic granulation of algal-bacterial symbiosis system and nutrients removal from synthetic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 187, p. 214–220, 2015.

LIU J. *et al.* Advanced nutrient removal from surface water by a consortium of attached microalgae and bacteria: A review. **Bioresource Technology**. 241, 1127–1137, 2017.

LIU, L. *et al.* Characteristics and performance of aerobic algae-bacteria granular consortia in a photo-sequencing batch reactor. **Journal of Hazardous Materials**, 349 (January), 135–142, 2018.

LOWRY, O. H.; Rosebrough, N. J.; Farr, L. A.; Randall, R. J. Protein measurement with the Folin phenol reagent. **Journal of Biological Chemistry**. v. 193, p. 265–75, 1951.

MARINHO, T.J.T. **Cultivo de consórcio granular algal-bacteriano em fotobioreatores em bateladas sequenciais visando à remoção de nutrientes e matéria orgânica**. Dissertação. 97p. Universidade Federal de Pernambuco (UFPE): Recife, 2020.

MENG, F. *et al.* Effect 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.

MULBRY, W. *et al.* Recycling of manure nutrients: use of algal biomass from dairy manure treatment as a slow release fertilizer. **Bioresource Technology**. 96, 451–458, 2005.

NANCHARAI AH, Y. V., & KIRAN KUMAR REDDY, G. Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications. **Bioresource Technology**, 247 (September 2017), 1128–1143, 2018.

NOGUEIRA, André Luis da Silva Parente. **Lodo de tratamento de água eutrofizada como fonte de fósforo para a agricultura**. Dissertação. 71p. Universidade Federal do Ceará (UFC): Fortaleza, 2019.

PANTANO, Gláucia *et al.* Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar. **Química Nova**, v. 39, p. 732–740, 2016.

RENUKA, N. *et al.* Nutrient sequestration, biomass production by microalgae and phytoremediation of sewage water. **International Journal of Phytoremediation**. 15, 789–800, 2013.

RISGAARD-PETERSEN, N., NICOLAISEN, M. H., REVSBECH, N. P. Competition between Ammonia-Oxidizing Bacteria and Benthic Microalgae, **Applied and Environmental Microbiology** 70 (9), 5528–5537, 2004.

ROLLEMBERG, S. *et al.* Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource Technology**. v. 270., p. 678–688, 2018.

RUBAN, V. *et al.* Seleção e avaliação de procedimentos de extração sequencial para determinação de formas de fósforo em sedimentos lacustres. **Revista de Monitoramento Ambiental**, v. 1, n. 1, pág. 51-56, 1999.

SALES, 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.

SALES, M. A. M. P *et al.* **Formação de lodo granular aeróbio e consórcio algas-bactérias no tratamento de esgoto doméstico**. In: 2º Seminário nacional: ETEs sustentáveis, Fortaleza, 2019.

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.

SANTIAGO, A. F. Algalbiomassproductionandwastewatertreatmentinhigh rate algalpondsreceivingdisinfectedeffluent. **Environmental Technology**, 34 (13-14), 1877-1885, 2013.

SANZ-LUQUE, E., *et al.* Understandingnitrateassimilationand its regulation in microalgae. **Frontiers in Plant Science**, 6, 1-17, 2015.

SCHWARZENBECK, N., ERLEY, R., WILDERER, P. Aerobic granular sludge in a SBR-system tratingwastewaterrich in particulatematter. **Water Science & Technology**, 49, 41-46, Reino Unido, 2004.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). Diagnóstico Temático: Gestão Técnica de Esgoto - Ano de referência: 2020. Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR), 2022.

SU, Y.; MENNERICH, A.; URBAN, B. Synergisticcooperationbetweenwastewater-bornalgaeandactivatedsludge for wastewatertreatment: Influenceofalgaeandsludgeinoculationratios. **Bioresource Technology**, v. 105, p. 67–73, 2012.

SUN, L. *et al.* ScienceDirect Performance and microbial communityanalysisofanalgal-activatedsludgesymbioticsystem :Effectofactivatedsludgeconcentration. **Journalof Environmental Sciences**, v. 76, p. 121–132, 2018.

TANG, C. C. *et al.* Effectofaeration rate on performance andstabilityofalgal-bacterialsymbiosis system totreatdomesticwastewater in sequencing batch reactors. **Bioresource Technology**. v. 222, p. 156–164, 2016.

TREBUCH, L. M., OYSERMAN, B. O., JANSSEN, M., *et al.* Impactofhydraulicretention time oncommunityassemblyandfunctionofphotogranules for wastewatertreatment. **WaterResearch**, 173, 115506, 2020.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

VON SPERLING, Marcos. Wastewater characteristics, treatment and disposal. **IWA publishing**, 2007.

WANG, F. *et al.* Characteristics of aerobic granule and nitrogen and phosphorus removal in a SBR. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p. 1223–1227, 2009.

WANG M. *et al.*, Advances in algal-prokaryotic wastewater treatment: A review of nitrogen transformations, reactor configurations and molecular tools. **Journal of Environmental Management**. 217, 845-857, 2018

WANG, X. *et al.* Impact of carbon to nitrogen ratio on the performance of aerobic granular reactor and microbial population dynamics during aerobic sludge granulation. **Bioresour Technol**. v. 271, p. 258–265, 2019.

WEI, Y. *et al.* Organic and nitrogen removal from landfill leachate in aerobic granular sludge sequencing batch reactors. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 448–455, 2012.

WILSON, M. H. *et al.* CO₂ recycling using microalgae for the production of fuels. **Applied Petrochemical Research**, 4, 41–53, 2014.

YAMADA, Tsuioshi; E ABDALLA, Silvia Regina Stipp. **Fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 2004.

YANG, S. F., TAY, J.H., LIU, Y. Respiriometric activities of heterotrophic and nitrifying populations in aerobic granules developed at different substrate N/CDO ratios. **Current microbiology**, v.49, 42-46, Suíça, 2004.

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

YIN, Y. *et al.* Effect of nitrogen deficiency on the stability of aerobic granular sludge. **Bioresour Technol**, v. 275, n. October 2018, p. 307–313, 2019.

ZHANG, B. *et al.* The attachment potential and N-acyl-homoserine lactone-based quorum sensing in aerobic granular sludge and algal-bacterial granular sludge. **Environmental biotechnology**. 2018.

ZHANG Y. *et al.* Rapid establishment and stable performance of a new algal-bacterial granules system from conventional bacterial aerobic granular sludge and preliminary analysis of mechanisms involved. **Journal of Water Process Engineering**. 34, 101073, 2019.

ZHAO, Z. *et al.* Response of algal-bacterial granular system to low carbon wastewater: Focus on granular stability, nutrients removal and accumulation. **Bioresour Technol**, v. 268, n. July, p. 221–229, 2018.

ZHAO, Z. *et al.* Stability and performance of algal-bacterial granular sludge in shaking photo-sequencing batch reactors with special focus on phosphorus accumulation. **Bioresour Technol**, v. 280, p. 497-

501, 2019.

ASSINATURA DO ORIENTADOR

Aluna: Ana Alice Xavier de Almeida

Orientadora: Bruna Scandolaro Magnus

Recife, 08 de agosto de 2023