



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

WAGNER MESSIAS ALVES GOMES

**ESTUDO DO POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE SUBPRODUTOS DE VALOR
AGREGADO EM FOTOBIORREATORES COM LODO GRANULAR ALGAL-
BACTERIANO**

Recife

2022



CARACTERIZAÇÃO E SIMULAÇÃO DE RESERVATÓRIOS, ENERGIAS RENOVÁVEIS
E BIOTECNOLOGIA AMBIENTAL

Apoio



Gestão



WAGNER MESSIAS ALVES GOMES

**ESTUDO DO POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE SUBPRODUTOS DE VALOR
AGREGADO EM FOTOBIORREATORES COM LODO GRANULAR ALGAL-
BACTERIANO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso de Graduação em
Engenharia Civil da Universidade Federal
de Pernambuco, como requisito parcial
para obtenção do grau de bacharel em
Engenharia Civil.

Orientadora: Profa. Dra. Bruna Scandolara Magnus.

Coorientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florencio dos Santos.

Recife

2022

Catálogo na fonte:
Bibliotecária Sandra Maria Neri Santiago, CRB-4 / 1267

G633e Gomes, Wagner Messias Alves.
 Estudo do potencial de recuperação de subprodutos de valor agregado em fotobiorreatores com lodo granular algal-bacteriano / Wagner Messias Alves Gomes. – 2022.
 42 f.: il., fig., tab., abrev. e siglas.

 Orientadora: Profa. Dra. Bruna Scandolara Magnus.
 Coorientadora: Profa. Dra. Maria de Lourdes Florencio dos Santos.
 TCC (Graduação) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Recife, 2022.
 Inclui referências.

 1. Engenharia civil. 2. Recuperação de subprodutos. 3. lodo granular aeróbio (lga). 4. lodo granular algal-bacteriano (lgab). 5. Exopolímero semelhante a alginato (ale). 6. Polihidroxialcanoato (pha). 7. Produção lipídica. I. Magnus, Bruna Scandolara (Orientadora). II. Santos, Maria de Lourdes Florencio dos (Coorientadora). Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2023-172

WAGNER MESSIAS ALVES GOMES

**ESTUDO DO POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE SUBPRODUTOS DE VALOR
AGREGADO EM FOTOBIORREATORES COM LODO GRANULAR ALGAL-
BACTERIANO**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso de Graduação em
Engenharia Civil da Universidade Federal
de Pernambuco, Centro de Tecnologia e
Geociências, como requisito parcial para
obtenção do grau de bacharel em
Engenharia Civil.

Aprovado em: 09/11/2022.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Bruna Scandolara Magnus (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Maria de Lourdes Florencio dos Santos (Coorientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Fabrício Motteran (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Shyrlane Torres Soares Veras (Examinador Externo)
Aegea Saneamento - Águas de Teresina

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela minha vida, e por me permitir ultrapassar todos os obstáculos encontrados ao longo da realização deste trabalho.

À minha família, em especial a melhor mãe do mundo **Wiranilda Magda Alves** a qual dedicou a sua vida em pro de seus filhos, dando amor e educação, minha Tia **Wilma Albrecht** que esteve junto com minha mãe dando todo suporte necessário para minha criação e a dos meus irmãos, sou grato também aos meus irmãos: **Geny Victoria, Walter Moises, Walber Mateus, Tamiris Magda, Michelle Magda e Silmere Santana** que me incentivaram nos momentos difíceis e sempre estiveram meu lado me apoiando. Agradeço também ao meu grande amigo/irmão **Lluan Ataíde** por todo o incentivo.

Minhas orientadoras Dra. **Maria de Lourdes Florencio dos Santos** e a Profa. **Dra. Bruna Scandolara Magnus**, em especial essa última pela disponibilidade, dedicação, ensinamentos, paciência e auxílio na realização desse trabalho.

A todos do LSA, e principalmente aos melhores tutores que qualquer IC poderia ter: **Henrique César, Marcos Sales e Elissandra Cheu** em especial essa última que sempre esteve me incentivando e me apoiando durante toda a pesquisa.

Aos meus colegas do grupo ARs: **Adryan, Alexandre, Haniel, Medson, Lucas, Vitor e Kledson**, por compartilharem comigo tantos momentos de descobertas e aprendizado e por todo o companheirismo ao longo deste percurso.

À **Agencia Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis – ANP** e à **Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP**, por meio do programa de formação da ANP para o setor de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis- PRH-ANP/FINEP, pelo apoio financeiro suportado com recursos provenientes do investimento de empresas petrolíferas qualificadas na clausula de P, D&I da Resolução ANP nº 50/2015. Em particular ao **PRH 48.1 “Caracterização e Simulação de Reservatórios, Energias renováveis e Biotecnologia Ambiental” (PROCESSO ANP Nº48610.201019/2019-38)**, do departamento de energia Nuclear do centro de tecnologia e Geociência da UFPE.

RESUMO

Com o crescimento desfreado da população houve uma maior extração dos recursos na natureza e consequente escassez destes, fazendo com que a ideia de sustentabilidade fosse desenvolvida em diversos campos, incluso no tratamento de água residuárias. Neste contexto, as estações de tratamentos de esgotos (ETEs) começaram a ser vistas como grande potencial de biorrefinaria, ou seja, uma indústria capaz de extrair subprodutos de valor agregado, além de fazer o tratamento das águas residuárias. Sendo assim, esta pesquisa teve como objetivo avaliar o potencial de recuperar de subproduto de valor agregado em reatores de bateladas sequências que são os biopolímeros (ALE e PHB) em sistemas Lodo granular bacteriano (LGA) e lodo granular algal-bacteriano (LGAB), assim como a produção lipídica em LGAB. Foram utilizados dois reatores um contendo biomassa bacteriano (RBS) e outro com o consorcio microalgal-bacteriano (FRBS), os dois alimentados com esgoto sintético complexo ($DQO=280,82 \pm 53,56$ mg/L) sob clima tropical ($23,50 \pm 1,10$ °C) e com ciclos predefinidos com duração de 4h, durante 70 dias. A produção média de ALE foi de $172,4 \pm 94,6$ mg/gSSV em RBS e $84,3 \pm 32,7$ mg/gSSV em FRBS. Em relação à produção do PHB na fase anaeróbica, em média $10,4 \pm 1,7$ mgPHB/gSSV e $5,7 \pm 1,6$ mgPHB/gSSV foram produzidos para o RBS e FRBS, respectivamente. No FRBS, o conteúdo lipídico médio alcançou $205,5 \pm 87,6$ mg/gSSV. Os resultados trazem dados promissores sobre a recuperação desses subprodutos. Toda via, é necessário a realização desse estudo em reatores em escala piloto viabilidade técnica, econômica e ambiental para fins de aplicação em larga escala.

Palavras-chave: recuperação de subprodutos; lodo granular aeróbio (lga); lodo granular algal-bacteriano (lgab); exopolímero semelhante a alginato (ale); polihidroxialcanoato (pha); produção lipídica.

ABSTRACT

With the unrestrained growth of the population, there was a greater extraction of resources in nature and consequent scarcity of these, causing the idea of sustainability to be developed in several fields, including the treatment of wastewater. In this context, sewage treatment plants (ETEs) began to be seen as a great potential for biorefinery, that is, an industry capable of extracting value-added by-products, in addition to treating wastewater. Therefore, my research aims to evaluate the potential to recover value-added by-product in batch reactors sequences that are the biopolymers (ALE and PHB) in systems Granular bacterial sludge (LGA) and granular algal-bacterial sludge (LGAB), as well as lipid production in LGAB. Two reactors were used, one containing bacterial biomass (RBS) and the other with the microalgae-bacterial consortium (FRBS), both fed with complex synthetic sewage ($\text{COD}=280.82 \pm 53.56 \text{ mg/L}$) under tropical climate ($23, 50 \pm 1.10 \text{ }^{\circ}\text{C}$) and with predefined cycles lasting 4 hours for 70 days. In which the following results were obtained: the mean production of ALE was $172.4 \pm 94.6 \text{ mg/gSSV}$ in RBS and $84.3 \pm 32.7 \text{ mg/gSSV}$ in FRBS. Regarding PHA production in the anaerobic phase, on average $10.4 \pm 1.7 \text{ mgPHB/gSSV}$ and $5.7 \pm 1.6 \text{ mgPHB/gSSV}$ were produced for RBS and FRBS, respectively. In FRBS, the mean lipid content reached $205.5 \pm 87.6 \text{ mg/gSSV}$. The results provide promising data on the recovery of these by-products. However, it is necessary to carry out this study in pilot-scale reactors with technical, economic and environmental feasibility for large-scale application.

Keywords: resource recovery; aerobic granular sludge (ags); granular algal-bacterial sludge; *alginate-like exopolymer* (ale); polyhydroxyalkanoate (pha); lipid production.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Zonas do lodo ativado convencional	14
Figura 2 – Fotogrânulos.....	15
Figura 3 – Sistema simbiótico alga bactéria.....	16
Figura 4 - Arranjo do esquema operacional do RBS (R1) e FRBS (R2).....	19
Figura 5 - Metodologia para recuperação de ALE.....	21
Figura 6 - Concentração de SSVLM e Tempo de Operação no RBS.....	24
Figura 7 - Vista do Aelosoma Hemprichi através do microscópio	25
Figura 8 - Distribuição granulométrica da biomassa dos reatores RBS	26
Figura 9 - Acompanhamento do desenvolvimento da biomassa do RBS utilizando microscopia óptica com ampliação de 100x.....	27
Figura 10 - Concentração de SSVLM e Tempo de Operação no FRBS	28
Figura 11 - Distribuição granulométrica da biomassa dos reatores FRBS	29
Figura 12 - Acompanhamento do desenvolvimento da biomassa do FRBS utilizando microscopia óptica com ampliação de 100x.....	30
Figura 13 - Recuperação de ALE no RBS e FRBS	31
Figura 14 - Recuperação de ALE no RBS (A) e FRBS (B).....	32
Figura 15 - Produção Lipídica (%) no FRBS	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características do esgoto sintético.....	23
Tabela 2 - Concentrações de IVL_{10} , IVL_{30} e IVL_{30}/IVL_{10} em RBS.....	25
Tabela 3 - Concentrações de IVL_{10} , IVL_{30} e IVL_{30}/IVL_{10} em FRBS.....	29

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ATP	Adenosina trifosfato
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ALE	<i>alginate-like exopolymers</i> (Exopolímero semelhante ao Alginato)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPS	<i>Extracellular Polymeric Substances</i> (Substâncias Poliméricas Extracelulares)
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FRBS	Fotobioreator em Bateladas Sequenciais
GAO	<i>Glycogen accumulating organisms</i> (Organismos acumuladores de glicogênio)
IVL	Índice Volumétrico de Lodo
LGA	Lodo Granular Aeróbio
LGAB	Lodo Granular Algal-Bacteriano
PAO	<i>Polyphosphate-accumulating organisms</i> (Organismos acumuladores de fosfato)
PHA	Polihidroxialcanoato
PHB	Polihidroxibutirato
RBS	Reatores em Bateladas Sequenciais
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SSVLM	Sólidos Suspensos do Licor Misto

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	OBJETIVO GERAL.....	13
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
2.1	FORMAÇÃO DE LGA E LGAB NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO.....	14
2.1.1	Formação de LGA:	14
2.1.2	Formação de LGAB:.....	15
2.2	RECUPERAÇÃO DE SUBPRODUTOS (ALE, PHA E LIPÍDEOS) EM LGA E LGAB	17
3	MATERIAIS E MÉTODOS	18
3.1	SISTEMA EXPERIMENTAL	18
3.2	MÉTODOS ANALÍTICOS APLICADOS AO MONITORAMENTO DOS REATORES.....	19
3.2.1	Análises físico-químicas	19
3.2.2	IVL e microscopia	20
3.2.3	Análise granulométrica	20
3.3	ALE.....	21
3.4	POLIHIDROXIBUTIRATO (PHB).....	22
3.5	LIPÍDIOS	22
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	23
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE SINTÉTICO	23
4.1.1	Formação de grânulos aeróbios	23
4.1.1.1	Sólidos e IVL	23
4.1.1.2	Distribuição granulométrica da biomassa.....	26
4.1.1.3	Desenvolvimento da biomassa.....	27
4.1.2	Formação de Fotogrânulos	28
4.1.2.1	Sólidos e IVL	28
4.1.2.2	Distribuição granulométrica da biomassa.....	29
4.1.2.3	Desenvolvimento da biomassa e população microbiana.....	30
4.3	CONTEÚDO DE POLIHIDROXIBUTIRATO (PHB)	31
4.4	PRODUÇÃO LIPÍDICA.....	33

5	CONCLUSÕES	34
	REFERÊNCIAS.....	35

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de águas residuárias, desde sua origem, tem como objetivo a remoção de poluentes a fim de proteger a qualidade dos corpos receptores e, conseqüentemente, a saúde humana. No entanto, atualmente, com crescimento desfreado da extração de recursos na natureza e conseqüente escassez destes, o conceito de sustentabilidade está provocando grandes mudanças na indústria de tratamento de águas residuárias (MANNINA *et al* 2019). Neste sentido, estações de tratamento de esgotos (ETEs) começaram a ser vistas com grande potencial de biorrefinaria, ou seja, uma indústria capaz de produzir diferentes produtos como águas residuárias tratadas e extração de subprodutos de valor agregados, a partir dos microrganismos (biomassa) que fazem este tratamento (Guimarães, 2017). Neste contexto, a tecnologia de lodo granular aeróbio (LGA) e algal-bacteriano (LGAB) são tecnologias de tratamento de águas residuárias atrativas para alta remoção de nutrientes e recuperação de produtos de valor agregados, transformando o modo de operação linear das ETEs para o conceito de economia circular.

O LGA é uma tecnologia promissora no tratamento de efluentes, devido ao seu potencial de tratar efluentes com baixo custo e promover remoção simultânea de matéria orgânica e nutrientes em um único tanque. Os grânulos são agregados microbianos sem material suporte, e possuem uma estrutura estratificada em camadas aeróbia, anóxica e anaeróbia, permitindo uma diversa comunidade microbiana (tanque (DE KREUK; HEIJNEN; VAN LOOSDRECHT, 2005; HE *et al.*, 2016). Os mecanismos de formação dos agregados bacterianos baseiam-se no papel das substâncias poliméricas extracelulares (EPS), compostas principalmente por proteínas (PN), polissacarídeos (PS) e ácidos húmicos. Essas substâncias responsáveis pela agregação microbiana também podem ser utilizadas como fonte de carbono ou para armazenamento de compostos que podem ser metabolizados posteriormente pelos microrganismos (BASSIN *et al.*, 2011; YAN *et al.*, 2016). Com o objetivo de otimizar o custo energético deste sistema aeróbio, recentemente foi proposto o uso de consórcio granular algal-bacteriano (LGAB), desenvolvido sob condições operacionais semelhantes à obtenção de LGA bacteriano (HUANG *et al.*, 2015). Neste sistema simbiótico, as algas produzem o oxigênio utilizado pelas bactérias aeróbias para a decomposição da matéria orgânica, ao mesmo tempo que

o dióxido de carbono (CO₂) produzido da oxidação pode ser assimilado pelas algas (SANTIAGO *et al.*, 2013; ZHAO *et al.*, 2018).

Alguns subprodutos de valor agregado de alto interesse comercial podem ser obtidos a partir de biomassa de LGA e LGAB são os exopolímeros que se comportam como alginato (ALE), são biopolímeros que podem ser usado como matéria prima para aplicações em setores de indústria química (Nancharaiah e Reddy, 2018); Poli-hidróxi-alcenoatos (PHA), bioplásticos produzidos intracelularmente por microrganismos removedores de fósforo (Mannina *et al.* 2019) e os lipídeos produzidos pela biomassa algal, que podem ser utilizados para a produção de biocombustíveis (HUANG *et al.*, 2020). ALE e PHA foram recuperados com sucesso de biomassa granular bacteriana (FELZ *et al.* 2016; SCHAMBECK *et al.* 2020), no entanto, existe uma necessidade em se investigar a produção de tais subprodutos em biomassa mista (algal-bacteriana) uma vez que pouco se sabe do potencial de recuperação desses recursos em LGAB. Estes subprodutos de valor agregado extraídos de sistemas de tratamento águas residuárias, são potenciais substitutos promissores para os produtos convencionais não biodegradáveis (de origem petrolífera), devido às suas semelhanças nas propriedades físico-químicas, e mais importante, devido sua biodegradabilidade.

1.1 OBJETIVO GERAL

Investigar o potencial de recuperação de ALE e PHA em LGA e LGAB cultivados em reatores em bateladas sequenciais alimentados com esgoto doméstico sintético. Bem como, avaliar de forma quantitativa a produção lipídica por LGAB.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Quantificar a recuperação dos biopolímeros ALE e PHB em LGA e LGAB, assim como a produção lipídica em LGAB;
- Analisar a formação de grânulos aeróbios e fotogrânulos;
- Analisar propriedades físico-químicas do LGA e LGAB;

2 REFERENCIAL TEÓRICO

O referencial teórico tem por objetivo proporcionar um embasamento teórico à pesquisa, contextualizando a problemática abordada e apresentando na pesquisa.

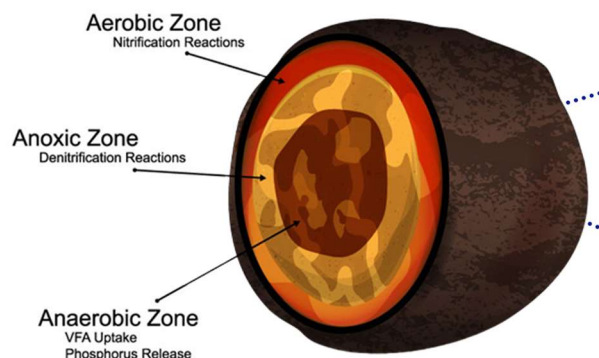
2.1 FORMAÇÃO DE LGA E LGAB NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

2.1.1 Formação de LGA:

O LGA foi desenvolvido na Holanda, um país de clima temperado, por isto muitos estudos são realizados sob baixas temperaturas ($T < 21^{\circ}\text{C}$), com afluentes que apresentam elevada concentração de matéria orgânica, sólidos e nutrientes. (DE KREUK; HEIJNEN; VAN LOOSDRECHT, 2005; CETIN et al., 2018; FRANCA et al., 2018).

O lodo granular apresenta uma estrutura estratificada, separada em três zonas que são a zona aeróbia, anóxica e anaeróbia (Figura 1). Na parte superficial do grânulo encontra-se a camada aeróbia onde o oxigênio é disponível e permite o desenvolvimento de uma variedade de bactérias como as nitrificantes; no núcleo anóxico/anaeróbio ocorre o desenvolvimento de bactérias desnitrificantes e organismos acumulados de polifosfato (PAO) (PRONK et al., 2015).

Figura 1 - Zonas do lodo ativado convencional



Fonte: Aquanereda (2022)

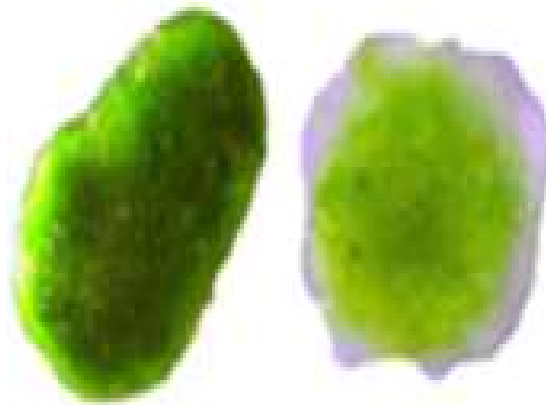
Devido a essas características o LGA é uma tecnologia promissora devido a sua alta capacidade de remoção de nutrientes e sua versatilidade em fazer todo o processo de tratamento através de um único reator.

O modelo de Liu e Tay (2002) sugere que o desenvolvimento do LGA seja feito em quatro etapas, onde a primeira etapa é o contato célula-célula para formar agregado através de forças físicas; Na segunda etapa a atração inicial formam agregados por forças físicas (força de Van der Waals, neutralização de cargas opostas e força termodinâmica), químicas (união iônica, intercalação de partículas) ou bioquímicas (fusão de membrana celular, atração de receptores celulares, desidratação da superfície celular); a terceira etapa consiste na produção EPS e crescimento do agregado estimulados por *quórum sensing* e estresses ambientais como limitação de nutrientes. E, finalmente, a força de cisalhamento hidrodinâmico estabiliza a estrutura tridimensional do grânulo.

2.1.2 Formação de LGAB:

Diante do contexto do tópico anterior, foi sugerido a adição da alga no sistema, fazendo com todo o processo ocorra-se em um sistema simbiótico, desta maneira as algas produzem o oxigênio utilizado pelas bactérias aeróbias para a decomposição da matéria orgânica, ao mesmo tempo que o dióxido de carbono (CO₂) produzido da oxidação pode ser assimilado pelas algas (SANTIAGO *et al.*, 2013; ZHAO *et al.*, 2018).

Figura 2 – Fotogrânulos

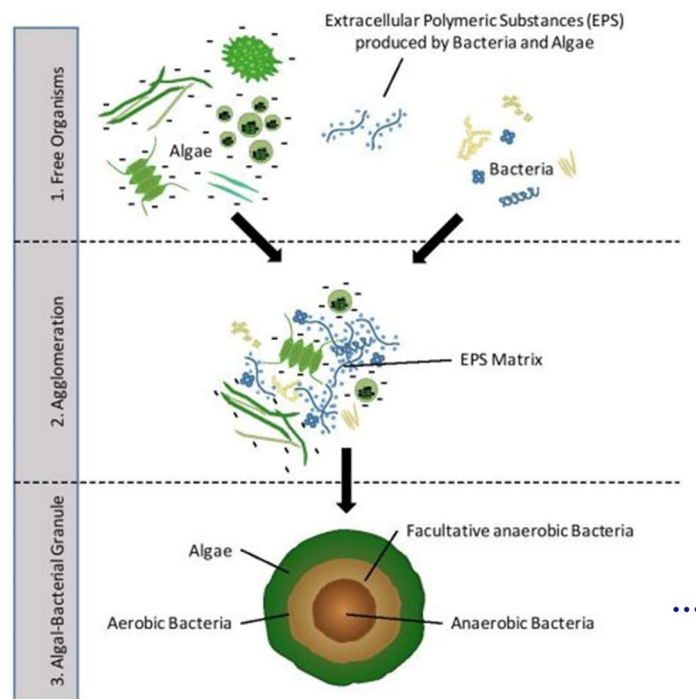


Fonte: TREBUCH *et al.* (2020)

De acordo com Zhang, Ji e Liu (2021) esse sistema apresenta algumas vantagens para o LGA, possuindo um menor consumo de oxigênio no sistema, melhor sedimentabilidade, menor emissão de gases estufa além disso a produção da biomassa algal pode ser utilizado como um biocombustível.

Huang *et al.* (2015) observou a formação de fotogrânulos em RBS, quando foi submetido a exposição natural de luz solar, fazendo com que ocorresse o crescimento das algas ao redor do grânulo tudo isso de maneira simbiótica (Figura 3). Por tanto, a característica que diferencia o fotogrânulo é a presença de microalgas na camada externa. (LI *et al.*, 2015).

Figura 3 – Sistema simbiótico alga bactéria



Fonte: TREBUCH *et al.* (2019)

A granulação nesse sistema assim como no LGA se dar em quatro etapas conforme descrito por Li *et al.* (2015): primeira etapa as algas ficam aderidas no lodo floculento; na segunda etapas as algas vão se desenvolvendo e com isso novas bactérias vão surgindo; com isso o consorcio começa a se desenvolver, sendo possível observar uma maior produção de EPS; e na última etapa o sistema encontra a sua estabilidade granular (Figura 3).

2.2 RECUPERAÇÃO DE SUBPRODUTOS (ALE, PHA E LIPÍDEOS) EM LGA E LGAB

Com o avanço da tecnologia o tratamento de águas residuárias deixaram de ser vista como uma preocupação ambiental e de saúde pública e passaram a ser vistas como uma biorrefinarias, sendo capaz de fazer a recuperação de subprodutos de valor agregado. Com uso do LGA no tratamento de águas residuárias foi possível observar um potencial de recuperação de alguns subprodutos como o ALE e o PHA's, além disso foi observado que com utilização do consorcio alga-bactéria em fotobiorretares era possível a recuperação lipídica como observado pelo estudo de Huang et al., (2020).

Vale ressaltar que, a maior fração do EPS a partir de LGA tratando esgoto sanitário é composto por exopolímeros que se comportam como alginato (ALE) (FELZ et al. 2016; SCHAMBECK et al. 2020). O ALE extraível de LGA é um polímero estrutural importante de alto valor agregado e de base biológica, que pode ser usado como matéria prima para aplicações em setores de indústria química, de papel e têxtil e na correção de solos no semi-árido para melhor retenção de água (NANCHARAIH E REDDY, 2018). Os PHA são bioplásticos de uma classe de biopolímeros biodegradáveis que podem ser produzidos intracelularmente nos microrganismos no interior dos grânulos durante os processos de remoção biológica de fósforo (MANNINA et al. 2019). Este bioplásticos de base biológica tem potencial de aplicações que variam de itens da indústria de descartáveis, química, agrícola e construção civil (NANCHARAIH E REDDY, 2018). Utilizando o consórcio algas-bactérias em foto reatores em bateladas sequenciais, é possível observar uma alta produção de lipídeos e fornecer matéria-prima potencial para a produção de biodiesel.

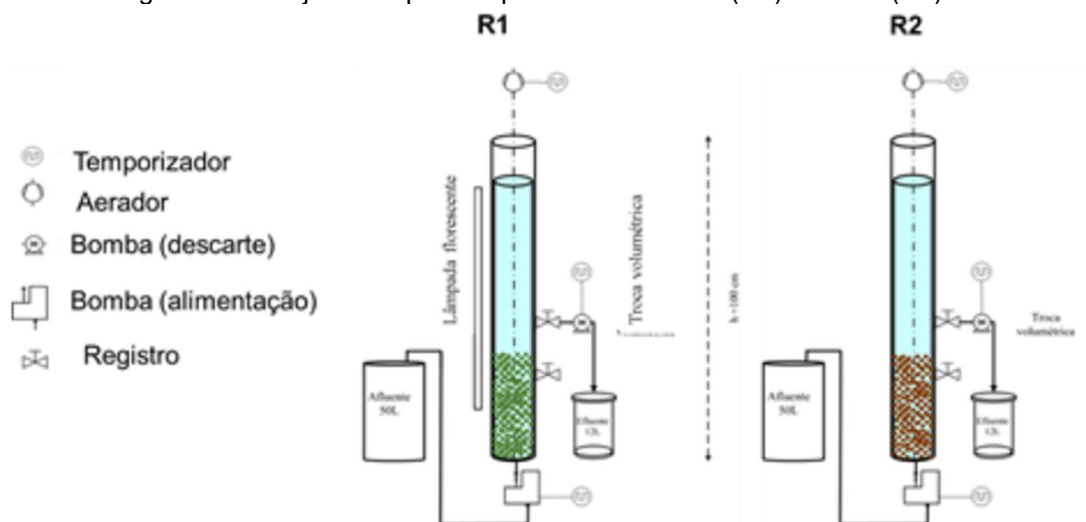
3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo serão apresentados os materiais e métodos utilizados durante todo período experimental.

3.1 SISTEMA EXPERIMENTAL

Os reatores que foram utilizados para o desenvolvimento desse projeto instalados no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA-UFPE), que conta com uma área construída de aproximadamente 800 m², com infraestrutura completa para realização de análises ambientais, desde os métodos tradicionais até os equipamentos de elevada precisão, tais como: cromatógrafo gasoso, cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), cromatógrafo de íons, cromatógrafo de massa (GC-MS), contando ainda com laboratórios de bacteriologia, microscopia e biologia molecular. Foram utilizados dois reatores RBS em escala de bancada (R1 e R2) confeccionados em acrílico, com 74 mm de diâmetro interno e 1000 mm de altura, com volume útil de 3,5 L e troca volumétrica de 44% (Figura 4). Ciclos de 4 horas foram aplicados, consistindo em 60 min para alimentação anaeróbia/anóxica, 176 min para aeração, 3 min para sedimentação e 1 min para descarte. O experimento foi mantido em temperatura ambiente (26 ± 2 °C). O R1 foi exposto à iluminação artificial com intensidade luminosa de $140 \pm 20 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ com ciclos de 12 horas claro e 12 horas escuro. O R2 foi utilizado como controle, sem iluminação artificial. O oxigênio dissolvido em ambos os reatores foi mantido entre 6 e 7 mg/L durante a fase de aeração.

Figura 4 - Arranjo do esquema operacional do RBS (R1) e FRBS (R2)



Os reatores foram inoculados com LGA e LGAA previamente cultivados em laboratório. Os reatores serão alimentados com esgoto doméstico sintético, com concentrações semelhantes ao esgoto típico de regiões de clima tropical. O afluente tinha como DQO=300 mg.L⁻¹ (glicose + acetato) e solução de nutrientes composta por: 3 mg P-PO₄³⁻.L⁻¹ (KH₂PO₄); 30 mg de N-NH₄⁺.L⁻¹ (NH₄Cl); 10 mg de Ca²⁺.L⁻¹ (CaCl₂); 5 mg de Mg²⁺.L⁻¹ (MgSO₄.7H₂O); 5 mg de Fe²⁺.L⁻¹ (FeSO₄.7H₂O); e 1 mL.L⁻¹ de elementos traço (Huang et al., 2015). O pH no afluente foi mantido entre 7 e 8.

3.2 MÉTODOS ANALÍTICOS APLICADOS AO MONITORAMENTO DOS REATORES

Nessa seção serão apresentados os processos metodológicos utilizados para análise do monitoramento dos reatores como análises físico-químicas, IVL, análise granulométrica e microscopia.

3.2.1 Análises físico-químicas

Para avaliar os fatores relacionados à recuperação de subprodutos foram feitos o monitoramento físico-químico e o acompanhamento do desenvolvimento da biomassa através das seguintes análises: sólidos suspensos voláteis do licor misto (SSVLM), índice volumétrico de lodo (IVL), demanda química de oxigênio (DQO), N-

NH₄, nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) de acordo com o Standard Methods (APHA, 2012). O oxigênio dissolvido (OD) no licor misto dos reatores foi medido com o uso de sonda (YSI- 6600). Análises microscópicas foram conduzidas com microscópio ótico (marca Leica®, modelo MDE).

3.2.2 IVL e microscopia

Para determinação do índice volumétrico do lodo (IVL) foi calculado o percentual do peso que cada fração corresponde em relação ao valor de SST. O índice volumétrico do lodo (IVL) foi determinado segundo metodologia proposta por Schwarzenbeck et al. (2004), baseado no método padrão de IVL₃₀. Esse método propõe que a análise determine o IVL para diferentes tempos, entre eles 5, 10 e 30 minutos. Para isso, a determinação do IVL foi realizada a partir de 1000 mL do licor misto e determinados os índices para 5, 10 e 30 minutos de sedimentação da biomassa conforme equação 1.

$$(1) \quad IVL_t = \frac{(VL_s \times 1000)}{(SST)}$$

Onde:

IVL_t = o índice volumétrico de lodo sedimentado no tempo t;

VL_s = volume de lodo sedimentado por volume total inicial (mL/L);

SST = concentração de sólidos suspensos totais do licor misto;

t = tempo de sedimentação (min)

3.2.3 Análise granulométrica

A análise granulométrica foi realizada através de peneiramento, empilhando as peneiras em ordem crescente com abertura das malhas de 0,2, 0,4, 06, e 1,0mm despejando na primeira peneira 100 mL do licor misto e abaixo da última peneira coletava-se os diâmetros menor que 0,2 mm, assim como diz a metodologia de Bin et al. (2011).

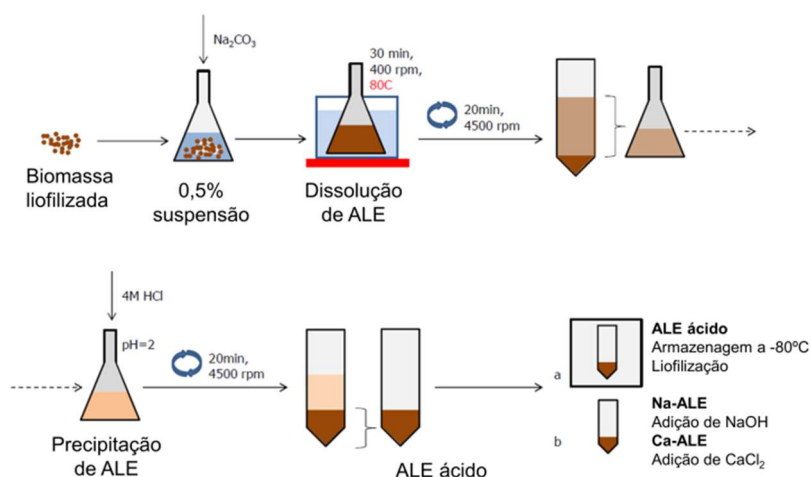
A biomassa retida em cada peneira foi recuperada por retro lavagem com

água deionizada e reservada em béqueres. Em seguida, foram separadas de acordo com a ordem: $\varnothing < 0,2$ mm, $0,2$ mm $< \varnothing < 0,4$ mm, $0,4$ mm $< \varnothing < 0,6$ mm, $\varnothing > 0,6$ mm. Após isso foram filtradas para determinação dos sólidos suspensos totais (SST). Na determinação da distribuição granulométrica foi calculado o percentual do peso que cada diâmetro representava e corresponde em relação ao valor de SST.

3.3 ALE

O potencial de recuperação de ALE foi avaliado de acordo com a metodologia proposta por Felz et al (2016), Guimarães (2017) e Schambeck et al (2020), demonstrada na Figura 5. As frações em massa de extratos ácidos de ALE produzidos na biomassa granular foram extraídas a partir de aproximadamente 3 g de licor misto centrifugado. O lodo sedimentado no pellet realizou o transferimento para um erlenmeyer com 50 mL de água ultrapura, 0,25g de carbonato de sódio (Na_2CO_3) e agitador magnético. O erlenmeyer sendo submetido a banho-maria (80°C) e agitado por 35 min e a 400 rpm. Em seguida, o licor misto foi centrifugado para recuperar o sobrenadante (EPA solúvel). O ALE será extraído a partir do EPS com adição de 1 M de ácido clorídrico (HCl) (Schambeck et al., 2020), e quantificado por medição de sólidos voláteis de acordo com Felz et al. (2016).

Figura 5 - Metodologia para recuperação de ALE



Fonte: Guimarães (2017)

3.4 POLIHIDROXIBUTIRATO (PHB)

O potencial de recuperação de PHB foi avaliado de acordo com a metodologia proposta por por Karr; Waters e Emerich (1983), a qual baseia-se na medição do ácido crotonico que é formado pela catálise ácida durante a despolimerização química do PHB.

3.5 LIPÍDIOS

Para a análise de acumulação de lipídeos, a biomassa proveniente do FRBS foi primeiramente submetida a secagem natural. O método de extração de lipídeos, sendo realizado com uso de Soxhlet na presença dos solventes: clorofórmio, metanol, na proporção (2:1 v/v) clorofórmio: metanol. A análise do perfil dos ácidos graxos ainda se realizou por cromatografia gasosa, através da esterificação de ácidos graxos extraídos, utilizando temperatura de 90°C na presença de H₂SO₄ (Halim et al., 2011), a porcentagem do teor lipídico se deu conforme equação 2.

$$\text{Teor de lipídios (\%)} = \frac{P_3 - P_4}{P_2 - P_1} \quad (2)$$

Onde:

- P₁ = massa da cápsula com membrana de vidro seca a 550 °C;
- P₂ = massa da cápsula com membrana e biomassa seca a 105 °;
- P₃ = massa do conjunto balão de 250 mL e lipídeos extraído.
- P₄ = massa do balão de 250 mL;

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesse tópico será apresentado e discutidos os resultados obtidos durante a pesquisa.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE SINTÉTICO

O afluente foi caracterizado de acordo com Metcalf e Eddy (2015), tendo uma baixa concentração (DQO abaixo de 340 mg DQO/L), e possuindo suas propriedades pré-definidas em termos de pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura (T), DQO total, Nitrogênio total e amoniacal, fósforo total e ortofosfato, como está descrito na Tabela 1.

Tabela 1 - Características do esgoto sintético

Parâmetros	Valor médio e desvio padrão
Oxigênio dissolvido (mg. L ⁻¹)	0,80 ± 0,37
pH	6,95 ± 0,26
Temperatura (°C)	23,50 ± 1,10
DQO total (mg. DQOt.L ⁻¹)	280,82 ± 53,56
Nitrogênio total (mg.NTK.L ⁻¹)	47,60 ± 15,20
Nitrogênio amoniacal (mg.NH ₄ ⁺ -N. L ⁻¹)	5,19 ± 2,78
Fósforo total (mg.P. L ⁻¹)	3,35 ± 1,02

Fonte: O Autor (2022)

4.1.1 Formação de grânulos aeróbios

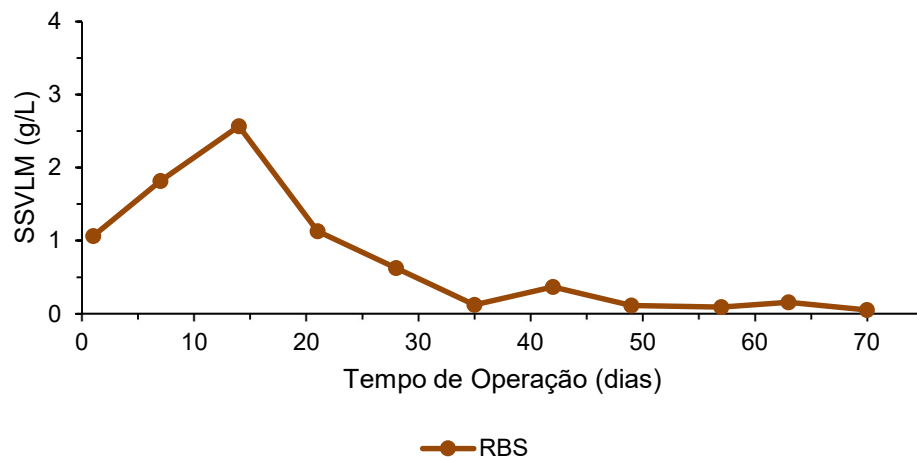
Nesse tópico será discutido e apresentado a formação de grânulos aeróbicos no RBS, assim como a concentração de sólido, IVL, distribuição granulométrica da Biomassa e desenvolvimento da biomassa.

4.1.1.1 Sólidos e IVL

A concentração inicial de SSVLM em RBS deve-se aos sólidos presentes no inóculo. Por isso, no início da operação, a concentração de biomassa no reator foi de 1 g/L (Dia 0). Durante as três primeiras semanas foi adotado uma estratégia de sedimentação de 20 min, sendo possível observar um aumento gradual da biomassa nesse período, conforme imagem 6. Onde se atingiu a concentração máxima de SSV no décimo quarto dia, atingindo uma concentração de atingindo 2,57 g/L.

Foi observado também que com a diminuição gradativa do tempo de sedimentação para 10 min como estratégia operacional para melhorar a capacidade de sedimentação da biomassa ocasionou perda da mesma no sistema em aproximadamente 80%, o que corrobora com o estudo de Akaboci (2013) o qual também relatou perda do lodo em cerca de 70% durante a diminuição do tempo de sedimentação para 10 min.

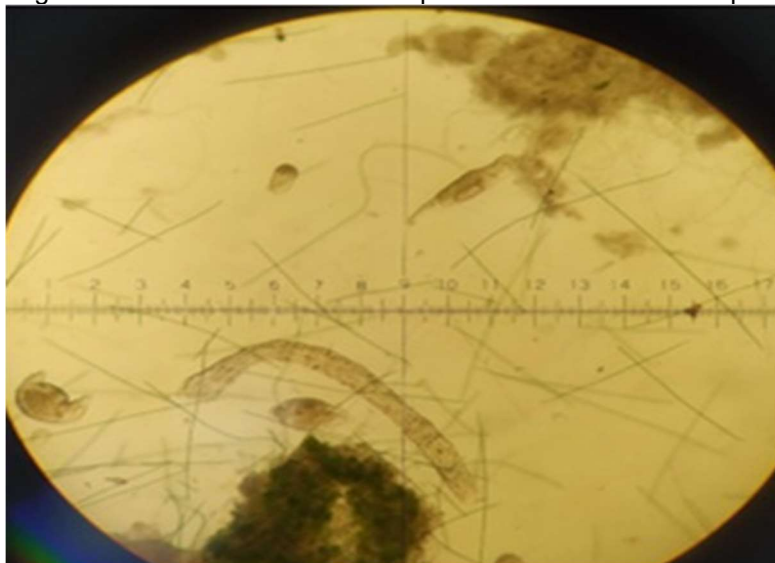
Figura 6 - Concentração de SSVLM e Tempo de Operação no RBS



Fonte: O Autor (2022)

Outro fator crucial para diminuição da biomassa, foi o desenvolvimento do nematoide *Aelosoma Hemprichi*, o qual foi observado no 23 dia com auxílio de um microscópio eletrônico conforme pode-se observado na figura 7. O *Aelosoma Hemprichi* é considerado um predador de flocos, conforme pode ser observado na literatura (SONG e CHEN, 2009; LIANG *et al.*, 2006) reduzindo assim a produção de biomassa. Com isso, observou-se uma redução brusca na concentração de SSVLM quando foi mudada a estratégia de redução de sedimentação de 10 minutos para 5 minutos, para eliminar o verme do reator. Para que não fosse perdido toda a biomassa viu-se necessário continuar com a estratégia de sedimentação de 10 minutos.

Figura 7 - Vista do Aelosoma Hemprichi através do microscópio



Fonte: O Autor (2022)

Em relação ao índice volumétrico do lodo (IVL), isso é sua capacidade de sedimentação. Observou-se que nos dias iniciais, os reatores RBS alcançaram baixas concentrações de IVL_{30}/IVL_{10} de 58,9 mL/gSST conforme Tabela 2. Segundo De Kreuk *et al.* (2005), assume-se que o processo de granulação é atingido de forma completa dado que a relação IVL_{30}/IVL_{10} é próxima a 0,90, o que indicaria a formação a parti do dia 15, porém através de análises microscopia só foi possível observar a formação de granulo após o dia 22 conforme pode ser observado na imagem 9.

Tabela 2 – Concentrações de IVL_{10} , IVL_{30} e IVL_{30}/IVL_{10} em RBS

Tempo (dias)	RBS		
	IVL_{10}	IVL_{30}	IVL_{30}/IVL_{10}
1	412,4	274,9	0,67
9	155,4	116,6	0,75
15	62,4	59,8	0,96
22	128,2	112,2	0,88
36	267,9	245,5	0,92
50	-	-	-
64	-	-	-

Fonte: O Autor (2022)

Após 35 dias de operação houve um aumento nos valores de IVL. Nesse mesmo período, foi possível observar a desintegração dos grânulos e o favorecimento de bactérias filamentosas. A partir do dia 49, pode ser observado

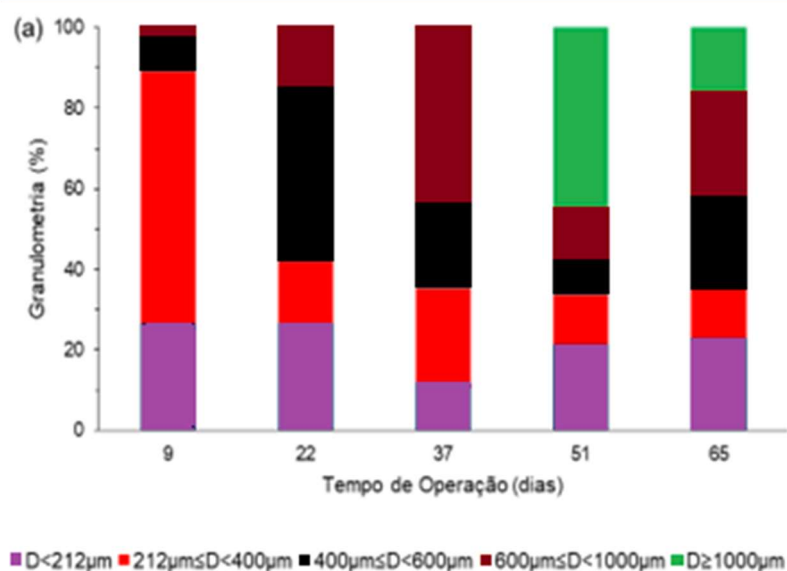
através do microscópio (Figura 9) grânulos com estruturas mais fibrilosa, observada pela agregação de bactérias às *zoogleas*.

4.1.1.2 Distribuição granulométrica da biomassa

Para diferenciar a biomassa de um sistema, é necessário verificar e classificar o diâmetro do lodo, onde é entendido que a mesma possui grânulos quando contém uma forma regular esférica e diâmetro superior a 0,2 mm De Kreuk *et al.* (2005).

Figura 8.

Figura 8 - Distribuição granulométrica da biomassa dos reatores RBS



Fonte: O Autor (2022)

Nos primeiros dias de operações observou-se uma quantidade significativa de lodo com diâmetro superior a 0,2mm, chegando a um valor de aproximadamente de 75. Apesar disso ao analisarmos o IVL_{30}/IVL_{10} , no mesmo período, ainda era inferior a 0,9 para o que indicaria a não formulação de grânulos conforme De Kreuk *et al.* (2005). Contudo em relação a microscopia só foi observado a formação de grânulos após o 22º dia operacional, onde essa fração de biomassa continuou aumentando tendo o seu pico 37º dia onde teve maior valor granulométrico em relação a diâmetro maior que 0,2mm aproximadamente 90,0%.

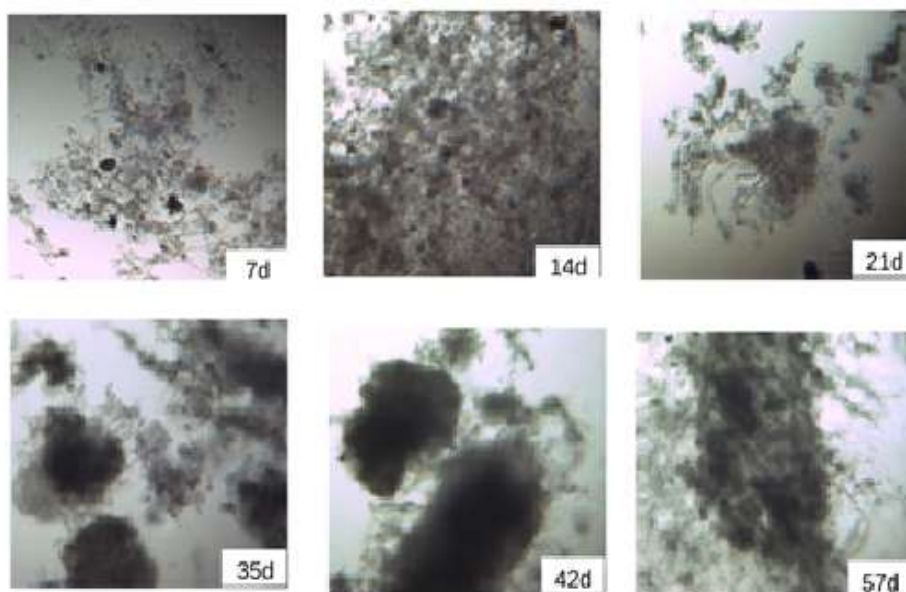
Apesar de que nos 51 e 65 dias de operação pode ser observado uma porcentagem alta de grânulo com diâmetros superiores a 0,2 mm, os valores de IVL foram indetectáveis e a concentração de sólidos eram baixíssimas, menor que 0,5

mgSSV/L (Devido a redução da biomassa causada pelos *Aelosoma Hemprichi*). Além disso, a biomassa não apresentava característica granular, entretanto, apresentava característica floculenta e filamentosa como pode ser observada na Figura 9.

4.1.1.3 Desenvolvimento da biomassa

A dinâmica de agregação microbiana e a morfologia dos grânulos em RBS ao longo do experimento foram acompanhadas por microscopia, e podem ser vistas na figura 9. Até o 21 dia de operação, a biomassa se apresentava predominantemente floculenta, com a presença de flocos esparsos.

Figura 9 - Acompanhamento do desenvolvimento da biomassa do RBS utilizando microscopia óptica com ampliação de 100x



Fonte: O Autor (2022)

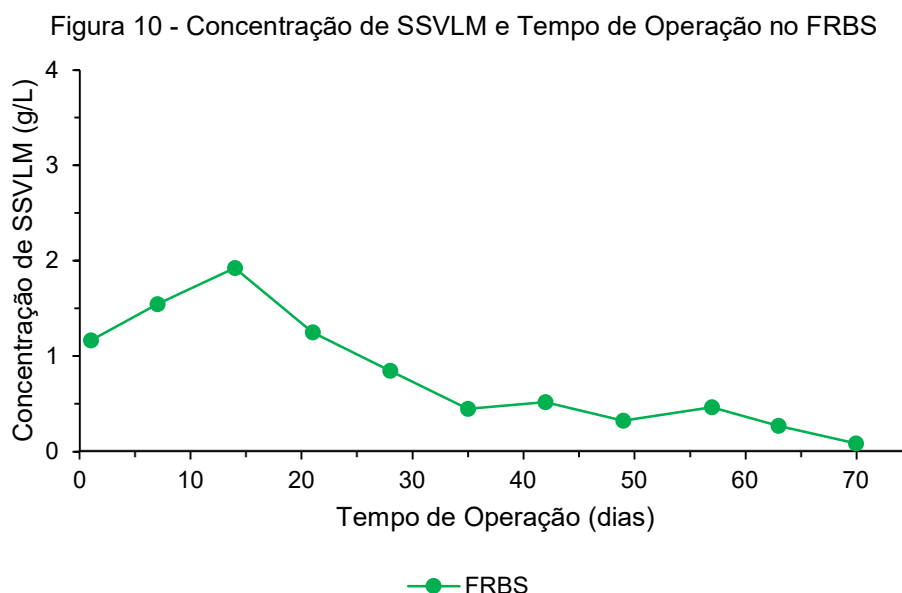
Como dito anteriormente e observado no microscópio a formação de grânulos se deu no 22º dia operacional. No 35º dia operacional pode-se observar uma houve a predominância de grânulos. No entanto, a partir do 49 dia, a morfologia dos grânulos mudou acentuadamente para característica floculenta e filamentosa, observada pela agregação de bactérias às *zoogleas*.

4.1.2 Formação de Fotogrânulos

Nesse tópico será discutido e apresentado a formação de fotogrânulos aeróbicos no RBS, assim como a concentração de sólido, IVL, distribuição granulométrica da Biomassa e desenvolvimento da biomassa.

4.1.2.1 Sólidos e IVL

A concentração no início da operação de SSVLM de 1 g/L em FRBS. Onde foi utilizado o mesmo inoculo do RBS, foi utilizado também a mesma estratégia de sedimentação do primeiro reator.



Fonte: O Autor (2022)

Assim como visto no RBS o FRBS também houve um aumento gradual de sua biomassa até o décimo quarto dia operacional, no dia 35 SSVLM foi de 0,45 g/L onde foi observada uma queda na concentração de biomassa. Essa perda de biomassa pode ser associada a presença do *Aeolosoma Hemprichi* como mencionado anteriormente e à desintegração da biomassa.

Tabela 3 - Concentrações de IVL₁₀, IVL₃₀ e IVL₃₀/IVL₁₀ em FRBS

Tempo (dias)	FRBS		
	IVL ₁₀	IVL ₃₀	IVL ₃₀ /IVL ₁₀
1	515,5	412,4	0,67
9	207,3	155,4	0,75
15	83,2	62,4	0,96
22	176,3	128,2	0,87
36	-	267,9	0,92
50	-	-	-
64	-	-	-

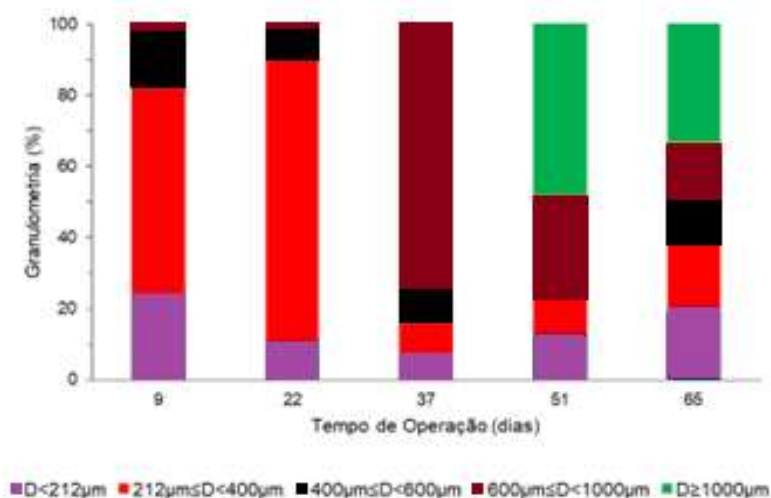
Fonte: O Autor (2022)

Em relação ao índice volumétrico de lodo, o FRBS possuiu comportamento parecido com o RBS, onde o FRBS alcançou nos primeiros dias uma concentração de de IVL_{30/10} de 67,0 mL/gSST. Sendo que a partir do 14 foi observado aglomeração dos microrganismos (Figura 10), e nesse mesmo período a relação IVL₃₀/IVL₁₀ alcançou valores próximos a 0,9 que se manteve até o dia 36 dia de operação. Após 57 dias foi observado a formação de flocos no sistema;

4.1.2.2 Distribuição granulométrica da biomassa

O comportamento da distribuição granulométrica pode ser observado na Figura 11.

Figura 11 - Distribuição granulométrica da biomassa dos reatores FRBS



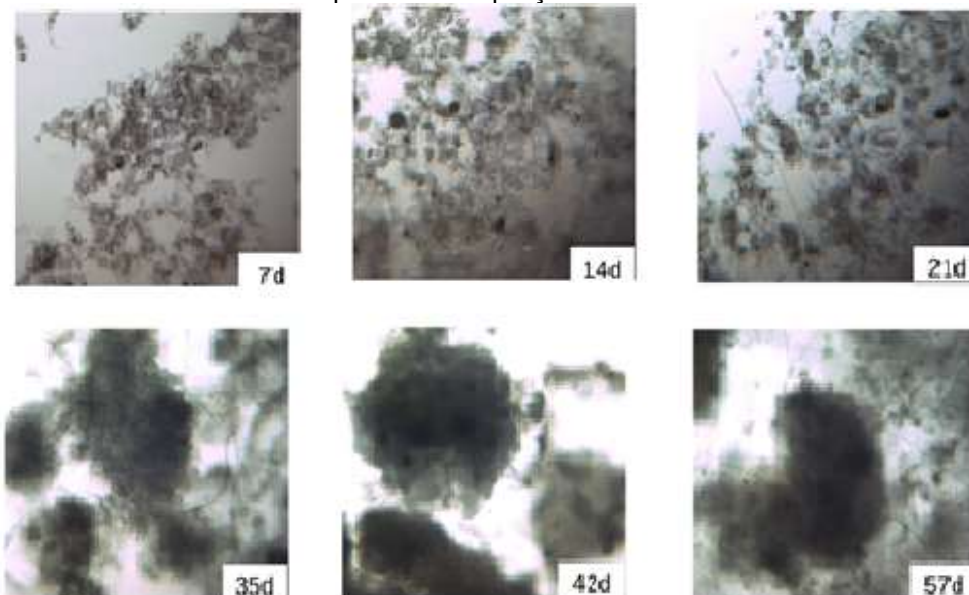
Fonte: O Autor (2022)

O FRBS tinha inóculo apresentava biomassa floclulenta com partículas de diâmetro inferior a 0,2 mm (Dia 0). Onde foi observador a parti do dia 14 a aglomeração dos microrganismos e formulação dos primeiros grânulos, onde depois do 21 dia observou-se grânulos mais densos, com estrutura regular e esférica.

4.1.2.3 Desenvolvimento da biomassa e população microbiana

O lodo que inicialmente apresentava uma forma em sua maioria por flocos e uma estrutura irregular, onde permaneceu dessa maneira até o dia 07 (Figura 12).

Figura 12 - Acompanhamento do desenvolvimento da biomassa do FRBS utilizando microscopia óptica com ampliação de 100x



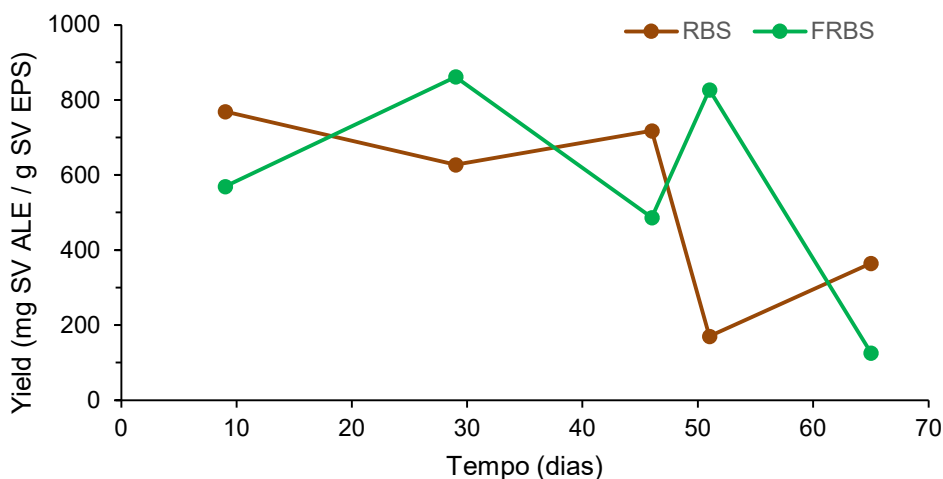
Fonte: O Autor (2022)

A parti do dia 14 observava-se a aclimação dos microrganismos para formação dos grânulos, onde no dia 21 houve a formação de grânulos mais densos, com estruturas regular e esféricas o qual se permaneceu até o dia 57 onde foi verificado através da microscopia uma formação mais floclulante (Figura 12). O comportamento e formação de grânulos corrobora com o modelo de Wang et al. (2005), onde primeiro é feita a adaptação do lodo e depois a agregação da biomassa e após a isso maturação dos grânulos aeróbios.

4.2 EXOPOLÍMERO SEMELHANTE A ALGINATO (ALE)

O que se observou foi que ainda nos primeiros dias de operação, o conteúdo de ALE em EPS nesses reatores atingiram cerca de $704,9 \pm 71,6$ mg VS_{ALE} / g VS_{EPS} para RBS e $686,3 \pm 186,3$ mg VS_{ALE} / g VS_{EPS} para FRBS, indicando um alto conteúdo de ALE e EPS (Figura 13). O conteúdo do ALE se comporta de maneira semelhante nos primeiros dias de operação. No entanto, em RBS no dia 51 houve uma queda no conteúdo de ALE para 170,4 mg / g VS_{EPS}, enquanto no mesmo período o FRBS atingiu o valor de 827,3 mg / g VS_{EPS}.

Figura 13 - Recuperação de ALE no RBS e FRBS



Fonte: O Autor (2022)

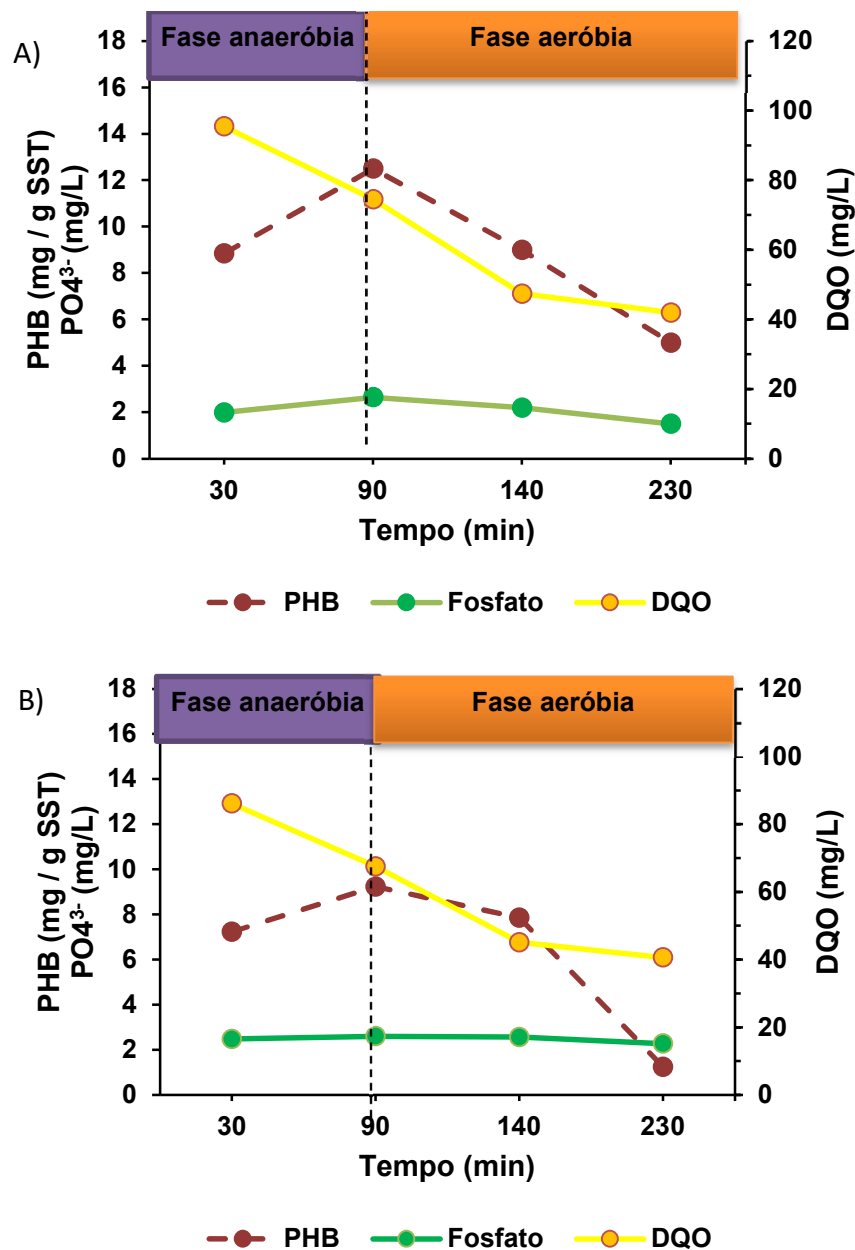
A recuperação média do ALE foi de $529,9 \pm 6$ mg VS_{ALE} / g VS_{EPS} e $574,3 \pm 6$ mg VS_{ALE} / g VS_{EPS} para LGA e LGAB, obtendo resultados semelhantes. Contradizendo ao resultado do Chen *et al.* (2021) que ao analisar o conteúdo de ALE recuperados de LGA e LGAB, verificaram que o conteúdo de ALE em LGAB foi cerca de 2,8 vezes maior do que os recuperados de LGA utilizando esgoto sintético.

4.3 CONTEÚDO DE POLIHIDROXIBUTIRATO (PHB)

Utilizando o ciclo de 4 h, no qual 30 min se deu para o enchimento lento de forma anaeróbica, aumentando assim a quantidade de microrganismo de crescimento lento, como os PAOs, e consequentemente melhorar a remoção de

fósforo e a produção do PHA. Nessas condições, os principais AGV's (acetato e Isopentanoico) presente no RBS é rapidamente armazenada intracelularmente sob a forma de PHB, uma das principais formas de PHA.

Figura 14 - Recuperação de ALE no RBS (A) e FRBS (B)



Fonte: O Autor (2022)

O conteúdo de PHB na condição anaeróbica durante todo o experimento foi em média $11,95 \pm 2,2$ mgPHB/gSST para RBS. Por outro lado, a produção de PHB nos Fotobioreatores foi de apenas $6,53 \pm 1,8$ mgPHB/gSST (Figura 14).

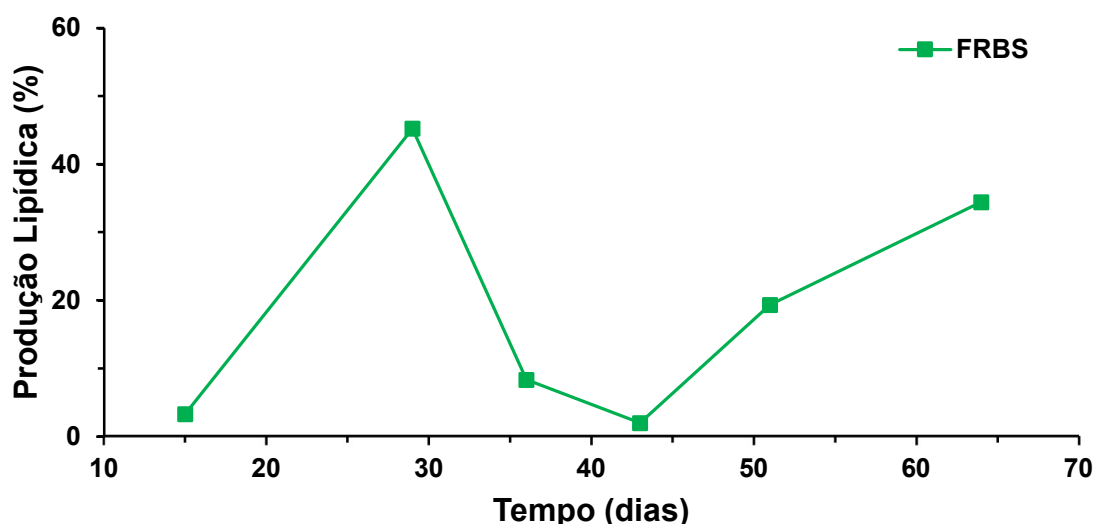
Enquanto que na fase aeróbica, onde há redução do PHB, devido à escassez e AGVs e os PHA's são utilizados para reconstruir suas reservas e consumo de ATP. O conteúdo de PHB atingiu valores mínimos médio em RBS de 3,67 mgPHB/gSST. No fotobiorreator foi 1,52 mgPHB/gSS.

4.4 PRODUÇÃO LIPÍDICA

No FRBS a produção lipídica foi máxima no dia 29 com o valor de 452,23 mg/gSST, havendo também nesse período uma diminuição do teor lipídico como pode ser observado na figure 15, o que pode explicado devido a diminuição da biomassa provocado pelo desenvolvimento nematoide *Aeolosoma Hemprichi*, onde sua quantidade foi diminuindo chegando a um valor mínimo de 83,46 mg/gSST.

Contudo, são resultados promissores se comparados com alguns artigos da literatura, Meng et al. (2019), ao avaliarem o efeito da iluminação na produção lipídica em fotobiorreatores e utilizando a estratégia de 12h/12h (claro:escuro) aplicando uma intensidade de iluminação de 225 $\mu\text{mol}/\text{m}^2$. s alcançaram um teor de 59,6 mg/ gSST, valor 7 vezes menor do que a produção máxima no FRBS.

Figura 15 - Produção Lipídica (%) no FRBS



Fonte: O Autor (2022)

5 CONCLUSÕES

O estudo evidenciou o potencial de produção/recuperação de subprodutos de valor agregado: ALE, PHA e lipídios a partir de tecnologia LGA e LGAB, com potencial de aplicação na indústria petrolífera. Durante o experimento, a produção média de ALE foi de $172,4 \pm 94,6$ mg/gSSV em RBS e $84,3 \pm 32,7$ mg/gSSV em FRBS. Em relação à produção do PHA na fase anaeróbica, em média $10,4 \pm 1,7$ mgPHB/gSSV e $5,7 \pm 1,6$ mgPHB/gSSV foram produzidos para o RBS e FRBS, respectivamente. No FRBS, o conteúdo lipídico médio alcançou $205,5 \pm 87,6$ mg/gSSV. Em geral, tem-se que além do potencial de aplicação na indústria farmacêutica, petrolífera, alimentícia, dentre outros, a recuperação desses recursos possibilita a redução de custos em ETE, uma vez que cerca de 50 % dos custos de uma ETE está relacionada ao gerenciamento de lodo excedente e, mitigação dos efeitos ambientais decorrentes do descarte inadequado desse resíduo em lixões e aterros sanitários (Nizam *et al.*, 2017). Apesar disso, faz-se necessário sua aplicação em escala piloto, além de avaliar sua viabilidade técnica, econômica e ambiental para fins de aplicação em larga escala.

REFERÊNCIAS

- AHMAD, J. S. M. *et al.* Algal-bacterial aerobic granule based continuous-flow reactor with effluent recirculation instead of air bubbling: Stability and energy consumption analysis. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, p. 100215, 2019.
- APHA, AWWA, and WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater, 22th ed. **Baltimore**: Port City Press, 2012.
- AQEEL, H. *et al.* Microbial dynamics and properties of aerobic granules developed in a laboratory-scale sequencing batch reactor with an intermediate filamentous bulking stage. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 100, n. 1, p. 447-460, 2016.
- Azmah, S. A. *et al.* A review on third generation bioethanol feedstock. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 65, 756–769, 2016.
- BEUN, J. J. *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. **Water Research**, v. 33, n. 10, p. 2283–2290, 1999.
- 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.
- CAO, L. *et al.* Egg-box model-based gelation of alginate and pectin: A review. **Carbohydrate polymers**, v. 242, p. 116389, 2020.
- CAPORASO, J. G. *et al.* Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms. **The ISME journal**, v. 6, n. 8, p. 1621-1624, 2012.
- CARVALHO, C. A. *et al.* Resource recovery in aerobic granular sludge systems: is it feasible or still a long way to go?. **Chemosphere**, v. 274, p. 129881, 2021.
- CHANDRA, D. *et al.* Field performance of bacterial inoculants to alleviate water stress effects in wheat (*Triticum aestivum* L.). **Plant and Soil**, p. 261–281, 2019.
- CHEN, Guo-Qiang. Industrial production of PHA. In: *Plastics from bacteria*. **Springer**, Berlin, Heidelberg, p. 121-132, 2010.
- CHEN, X. *et al.* Simultaneous recovery of phosphorus and alginate-like exopolysaccharides from two types of aerobic granular sludge. **Bioresource Technology**, p. 126411, 2021.
- CORSINO, S. F. *et al.* Physical properties and Extracellular Polymeric Substances pattern of aerobic granular sludge treating hypersaline wastewater. **Bioresource Technology**, v. 229, p. 152–159, 2017.
- DE KREUK M.K., HEIJNEN J.J., VAN LOOSDRECHT M.C.M. Simultaneous COD, Nitrogen, and Phosphate Removal by Aerobic Granular Sludge. **Biotechnology and Bioengineering**, 90 (6), 761-769, 2005.

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

DU, B. *et al.* Impacts of long-term exposure to tetracycline and sulfamethoxazole on the sludge granules in an anoxic-aerobic wastewater treatment system. **Science of the Total Environment**, v. 684, p. 67–77, 2019.

FALLAHI, A. *et al.* Interactions of microalgae-bacteria consortia for nutrient removal from wastewater: A review. **Chemosphere**, p. 129878, 2021.

FAN, Xiao-Yan *et al.* Shifts in bacterial community composition and abundance of nitrifiers during aerobic granulation in two nitrifying sequencing batch reactors. **Bioresource technology**, v. 251, p. 99-107, 2018.

FARIED, M. *et al.* Produção de biodiesel a partir de microalgas: Processos, tecnologias e avanços recentes. **Revisões de energias renováveis e sustentáveis**, v. 79, p. 893-913, 2017.

FELZ, S. *et al.* Aerobic granular sludge contains Hyaluronic acid-like and sulfated glycosaminoglycans-like polymers. **Water research**, v. 169, p. 115291, 2020.

FELZ, S. *et al.* Extraction of structural extracellular polymeric substances from aerobic granular sludge. JoVE. **Journal of Visualized Experiments**, n. 115, p. e54534, 2016.

FERNÁNDEZ-DACOSTA, C. *et al.* Microbial community-based polyhydroxyalkanoates (PHAs) production from wastewater: techno-economic analysis and ex-ante environmental assessment. **Bioresource technology**, v. 185, p. 368-377, 2015.

FERREIRA, T. J. T. *et al.* Integrated review of resource recovery on aerobic granular sludge systems: Possibilities and challenges for the application of the biorefinery concept. **Journal of Environmental Management**, v. 291, p. 112718, 2021.

FOLADORI, P. *et al.* Enhanced nitrogen removal and energy saving in a microalgal-bacterial consortium treating real municipal wastewater. **Water Science and Technology**. v. 78, p. 174–182. 2018.

FRADINHO, J. C. *et al.* Polyhydroxyalkanoates production by a mixed photosynthetic consortium of bacteria and algae. **Bioresource technology**, v. 132, p. 146-153, 2013.

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.

GAO, D. *et al.* Aerobic granular sludge: Characterization, mechanism of granulation and application to wastewater treatment. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 31, n. 2, p. 137–152, 2011.

GAO, F. *et al.* Hydroxyl radical pretreatment for low-viscosity sodium alginate production from brown seaweed. **Algal Research**, v. 34, p. 191-197, 2018.

GUIMARÃES, L. B. **Caracterização microbiológica do lodo granular na remoção de nutrientes e potencial de recuperação de exopolímeros de efluentes em reatores em bateladas sequenciais**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 2017

HAMZA, R. *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**, p. 100173, 2022.

HAY, L. D. *et al.* Microbial alginate production, modification and its applications. **Microbial biotechnology**, v. 6, n. 6, p. 637-650, 2013.

HE, Q. *et al.* Unraveling characteristics of simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal (SNDPR) in an aerobic granular sequencing batch reactor. **Bioresource Technology**, 220, 651–655, 2016.

HEALY, M. G. *et al.* Resource recovery from sewage sludge. **Sewage Treatment Plants**, p. 139, 2020.

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.

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.

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.

INDARTI, E. *et al.* Direct FAME synthesis for rapid total lipid analysis from fish oil and cod liver oil. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 18, n. 2-3, p. 161-170, 2005.

IZADI, Parnian; IZADI, Parin; ELDYASTI, Ahmed. A review of biochemical diversity and metabolic modeling of EBPR process under specific environmental conditions and carbon source availability. **Journal of Environmental Management**, v. 288, p. 112362, 2021.

Jl, X. *et al.* The interactions of algae-bacteria symbiotic system and its effects on nutrients removal from synthetic wastewater. **Bioresource Technology**, v. 247, n. September 2017, p. 44–50, 2018.

KARR, Dale B.; WATERS, James K.; EMERICH, David W. Analysis of poly- β -hydroxybutyrate in *Rhizobium japonicum* bacteroids by ion-exclusion high-pressure

liquid chromatography and UV detection. **Applied and environmental microbiology**, v. 46, n. 6, p. 1339-1344, 1983.

KHOO, Kuan Shiong *et al.* Microalgal-bacterial consortia as future prospect in wastewater bioremediation, environmental management and bioenergy production. **Indian Journal of Microbiology**, p. 1-8, 2021.

KIM, N. K. *et al.* Flame retardant property of flax fabrics coated by extracellular polymeric substances recovered from both activated sludge and aerobic granular sludge. **Water research**, v. 170, p. 115344, 2020.

KOTCHER, John; MAIBACH, Edward; CHOI, Wen-Tsing. Fossil fuels are harming our brains: identifying key messages about the health effects of air pollution from fossil fuels. **BMC public health**, v. 19, n. 1, p. 1-12, 2019.

KOURMENTZA, C. *et al.* Recent advances and challenges towards sustainable polyhydroxyalkanoate (PHA) production. **Bioengineering**, v. 4, n. 2, p. 55, 2017.

KUMAR, M. *et al.* Bacterial polyhydroxyalkanoates: Opportunities, challenges, and prospects. **Journal of Cleaner Production**, v. 263, p. 121500, 2020.

LEE, C. S. *et al.* Effects of photoperiod on nutrient removal, biomass production, and algal-bacterial population dynamics in lab-scale photobioreactors treating municipal wastewater. **Bioresource Technology**, v. 68, 2015.

LEE, Kuen Yong; MOONEY, David J. Alginate: properties and biomedical applications. **Progress in polymer science**, v. 37, n. 1, p. 106-126, 2012.

LEE, Young-Shin; HAN, Gee-Bong. Complete reduction of highly concentrated contaminants in piggery waste by a novel process scheme with an algal-bacterial symbiotic photobioreactor. **Journal of environmental management**, v. 177, p. 202-212, 2016.

LEITE, G. B., ABDELAZIZ, A. E. M., & HALLENBECK, P. C. Algal biofuels: Challenges and opportunities. **Bioresource Technology**, 145, 134–141, 2013.

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.

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

LIN, Y. M. *et al.* Sustainable polysaccharide-based biomaterial recovered from waste aerobic granular sludge as a surface coating material. **Sustainable Materials and Technologies**, v. 4, p. 24-29, 2015.

LIN, Y. *et al.* Characterization of alginate-like exopolysaccharides isolated from aerobic granular sludge in pilot-plant. **Water research**, v. 44, n. 11, p. 3355-3364, 2010.

LIU, Y.; TAY, J. H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. **Water Research**, v. 36, n. 7, p. 1653–1665, 2002.

LONG, B. *et al.* Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor. **Bioresource technology**, v. 166, p. 57-63, 2014.

MANAVI, Narges; KAZEMI, Amir Sadegh; BONAKDARPOUR, Babak. The development of aerobic granules from conventional activated sludge under anaerobic-aerobic cycles and their adaptation for treatment of dyeing wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 312, p. 375-384, 2017.

MANNINA, G. *et al.* Recovery of polyhydroxyalkanoates (PHAs) from wastewater: a review. **Bioresource technology**, v. 297, p. 122478, 2020.

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.

MENG, F. *et al.* Application of aerobic granules-continuous flow reactor for saline wastewater treatment: Granular stability, lipid production and symbiotic relationship between bacteria and algae. **Bioresource technology**, v. 295, p. 122291, 2020.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. **McGraw Hill Brasil**, 2015.

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

MORADALI, M. Fata; GHODS, Shirin; REHM, Bernd HA. Alginate biosynthesis and biotechnological production. In: *Alginates and their biomedical applications*. **Springer**, Singapore, 2018. p. 1-25.

MOŻEJKO-CIESIELSKA, Justyna; KIEWISZ, Robert. Bacterial polyhydroxyalkanoates: still fabulous?. **Microbiological Research**, v. 192, p. 271-282, 2016.

MURUJEW, O. *et al.* Recovery and reuse of alginate in an immobilized algae reactor. **Environmental technology**, v. 42, n. 10, p. 1521-1530, 2021.

NIZAMI, Abdul-Sattar *et al.* Waste biorefineries: enabling circular economies in developing countries. **Bioresource technology**, v. 241, p. 1101-1117, 2017.

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

PUYOL, D. *et al.* Resource recovery from wastewater by biological technologies: opportunities, challenges, and prospects. **Frontiers in microbiology**, v. 7, p. 2106, 2017.

ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Aerobic granular sludge: cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource technology**, v. 270, p. 678-688, 2018.

ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Pilot-scale aerobic granular sludge in the treatment of municipal wastewater: optimizations in the start-up, methodology of sludge discharge, and evaluation of resource recovery. **Bioresource technology**, v. 311, p. 123467, 2020a.

ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 439-449, 2020b.

SAJJADI, B. *et al.* Microalgae lipid and biomass for biofuel production: A comprehensive review on lipid enhancement strategies and their effects on fatty acid composition. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 97, p. 200-232, 2018.

SALES, Marcos Adriano Marques Pessoa. **Aplicação de lodo granular aeróbio e consórcio algal-bacteriano no tratamento de esgoto doméstico**: efeito de diferentes condições operacionais e composições afluentes. 2020. Qualificação de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco.

SARKAR, Rajesh Dev; SINGH, Hidam Bishworjit; KALITA, Mohan Chandra. Enhanced lipid accumulation in microalgae through nanoparticle-mediated approach, for biodiesel production: A mini-review. **Heliyon**, v. 7, n. 9, p. e08057, 2021.

SCHAMBECK, C. M. *et al.* Biopolymers recovery: dynamics and characterization of alginate-like exopolymers in an aerobic granular sludge system treating municipal wastewater without sludge inoculum. **Journal of environmental management**, v. 263, p. 110394, 2020.

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, Aug. 2004.

SEVIOUR, T. *et al.* Understanding the properties of aerobic sludge granules as hydrogels. **Biotechnology and bioengineering**, v. 102, n. 5, p. 1483-1493, 2009.

SHIELDS-MENARD, S. A. *et al.* A review on microbial lipids as a potential biofuel. **Bioresource technology**, v. 259, p. 451-460, 2018.

SHOW, K. Y.; LEE, D. J.; TAY, J. H. Aerobic granulation: Advances and challenges. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 167, n. 6, p. 1622–1640, 2012.

SONG, Biyu; CHEN, Xiaofei. Effect of *Aeolosoma hemprichi* on excess activated sludge reduction. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, n. 1, p. 300-304, 2009.

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.

TAO, Q. *et al.* Enhanced biomass / biofuel production and nutrient removal in an algal biofilm airlift photobioreactor. **Algal research**, v. 21, p. 9–15, 2017.

UMMALYMA, S. B. *et al.* Bioflocculation: An alternative strategy for harvesting of microalgae – An overview. **Bioresource Technology**, v. 242, p. 227–235, 2017.

VAN DER HOEK, Jan Peter; DE FOIJ, Heleen; STRUKER, André. Wastewater as a resource: Strategies to recover resources from Amsterdam's wastewater. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 113, p. 53-64, 2016.

VAN LOOSDRECHT, Mark CM; BRDJANOVIC, Damir. Anticipating the next century of wastewater treatment. **Science**, v. 344, n. 6191, p. 1452-1453, 2014.

WANG, S. *et al.* Function of quorum sensing and cell signaling in the formation of aerobic granular sludge. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 16, n. 1, p. 1-13, 2017.

WANG, Yong; QIAN, Pei-Yuan. Conservative fragments in bacterial 16S rRNA genes and primer design for 16S ribosomal DNA amplicons in metagenomic studies. **PloS one**, v. 4, n. 10, p. e7401, 2009.

YAN, Jin-Lei; CUI, You-Wei; HUANG, Ji-Lin. Continuous flow reactors for cultivating aerobic granular sludge: configuration innovation, principle and research prospect. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, 2021.

YANG, Ya-Chun *et al.* Accelerated aerobic granulation using alternating feed loadings: Alginate-like exopolysaccharides. **Bioresource technology**, v. 171, p. 360-366, 2014.

YELLAPU, S. K *et al.* Recent developments of downstream processing for microbial lipids and conversion to biodiesel. **Bioresource technology**, v. 256, p. 515-528, 2018.

YONG, J. J. J. Y. *et al.* Prospects and development of algal-bacterial biotechnology in environmental management and protection. **Biotechnology advances**, v. 47, p. 107684, 2021.

ZHAO, T. *et al.* Isolation and characterization of a strain with high microbial attachment in aerobic granular sludge. **Journal of Environmental Sciences**, v. 106, p. 194-203, 2021.

ZHANG, D. *et al.* Aerobic granulation accelerated by biochar for the treatment of refractory wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 314, p. 88–97, 2017.

ZHANG, L. *et al.* Evolution of microbial community during dry storage and recovery of aerobic granular sludge. **Heliyon**, v. 5, n. 12, p. e03023, 2019.

ZHANG, Meng; JI, Bin; LIU, Yu. Microalgal-bacterial granular sludge process: A game changer of future municipal wastewater treatment?. **Science of The Total Environment**, v. 752, p. 141957, 2021.

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

ZHANG, Shaoxiong; HUO, Huanchen; MENG, Fansheng. Partial Nitrification Algal-Bacterial Granule System Cultivation: Performance, Lipid Production and Biological Community. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 5, p. 1-10, 2020.

ZHANG, Y. *et al.* Knowledge based domain adaptation for semantic segmentation. **Knowledge-Based Systems**, v. 193, p. 105444, 2020.