



Universidade Federal
de São João del-Rei

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
ENGENHARIA DE BIOPROCESSOS**

**Microalgas como Ferramenta Biotecnológica para o Tratamento de
Efluentes: uma revisão da literatura**

LUANA PAULA ALVES LOPES LOBO

Ouro Branco

2025

LUANA PAULA ALVES LOPES LOBO

**Microalgas como Ferramenta Biotecnológica para o Tratamento de
Efluentes: uma revisão da literatura**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Engenharia de Bioprocessos da
Universidade Federal de São João del-Rei
como pré-requisito para obtenção do título de
Bacharel em Engenharia de Bioprocessos.

Orientador: Prof. Dr. Edson Romano Nucci

Ouro Branco

2025

RESUMO

A crescente escassez de água e o aumento da carga poluente gerada por atividades domésticas, industriais e agrícolas têm impulsionado a busca por tecnologias mais sustentáveis para o tratamento de efluentes. Nesse contexto, o uso de microalgas tem se destacado como uma alternativa promissora devido à sua capacidade de remover nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos, enquanto produz biomassa de alto valor agregado. Este trabalho apresenta uma revisão bibliográfica sobre o emprego de microalgas no tratamento de efluentes, abordando aspectos ambientais, operacionais e econômicos. As microalgas utilizam luz solar e nutrientes presentes nos efluentes para crescer, promovendo, ao mesmo tempo, a remoção de nitrogênio, fósforo e diversos contaminantes emergentes. A fotossíntese realizada por esses organismos libera oxigênio, beneficiando processos aeróbios e reduzindo a demanda energética típica de sistemas convencionais. Estudos demonstram elevadas eficiências de remoção em diferentes configurações de cultivo, como lagoas de alta taxa, fotobiorreatores e sistemas imobilizados. Fatores ambientais, como pH, temperatura e intensidade luminosa, influenciam diretamente o desempenho microalgal e a competição com outras comunidades microbianas. Apesar de seu grande potencial, desafios operacionais, como altos custos energéticos, controle de condições ambientais, necessidade de grandes áreas de cultivo e riscos de contaminação, ainda limitam sua aplicação em larga escala. Do ponto de vista econômico, integrações com modelos de economia circular, uso de resíduos ricos em carbono e aproveitamento da biomassa para biocombustíveis, biofertilizantes e ração agregam valor e aumentam a viabilidade do processo. Conclui-se que o cultivo de microalgas representa uma estratégia ambientalmente sustentável e tecnicamente eficaz para o tratamento de efluentes, com perspectivas promissoras para sua expansão, mediante avanços tecnológicos, redução de custos e otimização das condições de cultivo.

Palavras-chave: Microalgas; Tratamento de efluentes; Remoção de nutrientes; Biorremediação

ABSTRACT

The increasing scarcity of water resources and the rising pollutant load from domestic, industrial, and agricultural activities have intensified the search for more sustainable wastewater treatment technologies. In this context, microalgae have become a promising alternative because of their ability to remove nutrients, heavy metals, and organic contaminants while producing high-value biomass. This work presents a thorough review of microalgae-based wastewater treatment systems, covering environmental, operational, and economic aspects. Microalgae use sunlight and nutrients in wastewater to grow, enabling the simultaneous removal of nitrogen, phosphorus, and emerging contaminants. Their photosynthetic activity releases oxygen, supporting aerobic microbial processes and reducing the energy demand typical of traditional treatment systems. Studies show high removal efficiencies across different cultivation setups, such as high-rate algal ponds, photobioreactors, and immobilized systems. Environmental factors—including pH, temperature, and light availability—strongly influence microalgal performance and interactions with other microbial communities. Despite their potential, operational challenges like high energy use, environmental control needs, large cultivation areas, and contamination risks still limit large-scale deployment. Economically, integrating with circular economy strategies, utilizing carbon-rich waste streams, and valorizing microalgal biomass for biofuels, biofertilizers, and animal feed improve system feasibility. Overall, microalgae cultivation offers a sustainable and efficient approach to wastewater treatment, with promising prospects for wider adoption as technology advances reduce costs and improve operational conditions.

Key-words: Microalgae; Wastewater treatment; Nutrient removal; Bioremediation

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Organograma das classes de tratamento de efluentes industriais.....	10
--	----

SUMÁRIO

1.Introdução.....	7
2. Objetivo Geral	11
3.Metodologia	12
4. Resultados e discussão	11
4.1 Por que usar microalgas?	13
4.2 Aspectos econômicos	13
4.3 Rejeitos industriais	19
4.4 Principais parâmetros no cultivo de microalgas	20
4.4.1 PH	19
4.4.2 Temperatura e luz	20
4.5 Configuração do biorreator para o tratamento de efluentes	22
4.5.1 Cultura imobilizada	23
4.5.2 Cultura suspensa	26
4.6 Performance do tratamento e duração	27
5. Considerações Finais	29
6. Referências	32

1. Introdução

As Nações Unidas afirmaram a importância da substância primária universal na Terra conhecida como água. Devido ao seu papel essencial em garantir a sobrevivência da numerosa biota no planeta, a água é considerada o maior presente da natureza (Pandey S, et al., 2022).

Segundo Alcamo (2019), em setembro de 2015, quase todos os membros das Nações Unidas se comprometeram a trabalhar em direção aos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que servem como um plano para enfrentar desafios globais. Esses objetivos incluem metas específicas e prazos para alcançar um futuro mais sustentável. Dois desses ODS são particularmente relevantes para a água:

- ODS 6 (Água Limpa e Saneamento): Este objetivo visa garantir o acesso universal a água potável segura e acessível, saneamento e higiene até 2030. Isso inclui eliminar desigualdades no acesso a serviços de água e saneamento, especialmente para mulheres e meninas, e aqueles que vivem em situações vulneráveis.
- ODS 14 (Vida na Água): Este objetivo concentra-se em conservar e usar de forma sustentável os oceanos, mares e recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável. Ele reconhece a importância de ecossistemas aquáticos saudáveis para a saúde geral do planeta e o bem-estar humano (Jayaswal K, et al., 2018).

Antes dos ODS, a Parceria Global para a Água (GWP) desempenhou um papel importante em conscientizar globalmente sobre questões relacionadas à água. Estabelecida em 2002, a GWP é uma plataforma multissetorial que facilita a colaboração entre diferentes atores do setor de água. Eles enfatizam a necessidade de gestão integrada da água, onde o planejamento de recursos hídricos de longo prazo anda de mãos dadas com a oferta de serviços essenciais de água e saneamento para todos (Ait-Kadi M., 2016).

A crescente questão da escassez de água tem um grande impacto prejudicial no crescimento econômico global, nos meios de subsistência humanos e na qualidade ambiental. A escassez de água é impulsionada por fatores como o crescimento populacional, a crescente demanda por água para agricultura e indústria, e as mudanças climáticas. Isso destaca a urgente necessidade de práticas sustentáveis de gestão da água. As águas residuais originam-se de várias fontes, como esgoto, indústrias, agricultura e resíduos comerciais, que podem ser categorizados por parâmetros físicos, químicos e biológicos (Ahmed et al., 2023). A composição das águas residuais varia dependendo da fonte. As águas residuais municipais contêm matéria orgânica,

nutrientes (nitrogênio e fósforo) e patógenos. As águas residuais industriais podem conter metais pesados, produtos químicos tóxicos e outros poluentes, dependendo da indústria específica.

A proteção da água contra contaminação ou o desenvolvimento de um método de remediação eficiente para sua segurança tornou-se uma demanda básica da situação atual. Métodos tradicionais de tratamento de águas residuais muitas vezes dependem de processos intensivos em energia e podem gerar resíduos prejudiciais. Mais de 1,1 bilhão de pessoas consomem água não segura em todo o mundo em escala global. As águas residuais compreendem 99,9% de água e 0,1% de sólidos, bem como matéria particulada no esgoto (Jayaswal K, et al., 2018). A água potável não segura pode levar a vários problemas de saúde, incluindo diarreia, cólera e tifoide. O alto teor de água nas águas residuais significa o potencial para recuperação de recursos.

A limpeza de efluentes de águas residuais provenientes de indústrias e ambientes de trabalho é uma prática amplamente adotada, com diversos métodos disponíveis para purificação. Entre os procedimentos mais recentes, destacam-se técnicas inovadoras baseadas em tecnologia verde, que vêm ganhando popularidade no tratamento de águas residuais (Qiao XJ, 2020). Os métodos convencionais incluem separação física, precipitação química e processos biológicos. Embora eficazes, esses métodos podem apresentar custos elevados e gerar correntes de resíduos secundários.

O tratamento de efluentes industriais envolve o uso de tratamento primário para remoção de sólidos, óleos e gorduras presentes no efluente, tratamento secundário para remoção de matéria orgânica e nutrientes (nitrogênio e fósforo) e, em alguns poucos casos, tratamento terciário, como polimento. A Figura 1 ilustra um esquema das principais classes de tratamento de efluentes e suas especificações.

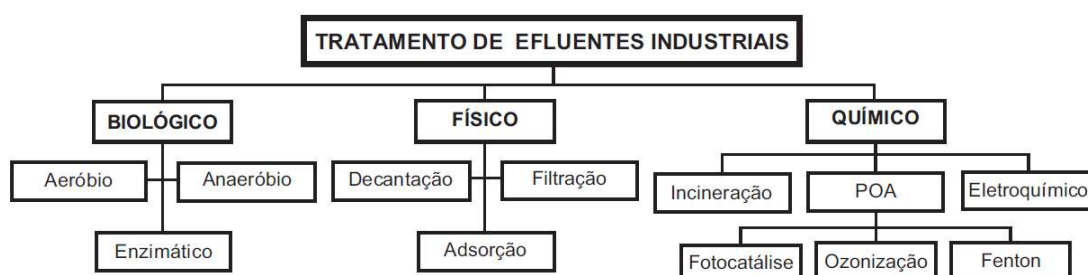


Figura 1 - Organograma das classes de tratamento de efluentes industriais. (Fonte: Silva, 2011).

Na etapa de pré-tratamento destes efluentes, usualmente é empregado gradeamento para remoção de sólidos grosseiros, tais como resíduos de embalagens, pequenos fragmentos de pedras e coágulos de leite (SILVA, 2011). O tratamento de efluentes pode ser realizado por meio de operações físicas, químicas e/ou biológicas, dependendo da natureza em que se encontra o resíduo.

Entre as alternativas ecologicamente corretas, o tratamento de águas residuais utilizando microalgas tem se mostrado promissor, sendo o foco da presente investigação para a remoção de metais pesados (Elbehiry F, 2021). As microalgas são organismos aquáticos microscópicos que oferecem uma tecnologia verde eficiente, capaz de utilizar os nutrientes presentes nos efluentes para seu crescimento, enquanto removem poluentes como nitrogênio, fósforo e metais pesados. Este estudo avalia o potencial das microalgas na remoção de metais pesados, contribuindo para processos de tratamento mais sustentáveis e economicamente viáveis.

O cultivo de microalgas em efluentes surge como uma ferramenta sustentável, proporcionando uma alternativa ao tratamento terciário tradicional. Essa abordagem baseia-se na capacidade das microalgas de assimilar nutrientes e outros compostos presentes nos efluentes, incluindo metais pesados e fármacos, por meio da fotossíntese (Singh et al., 2012; Tiwari et al., 2017; Ruan et al., 2019).

A seguir são descritas algumas justificativas, benefícios, aplicações, desafios e perspectivas no cultivo de microalgas em efluentes:

Processo eficaz e multifuncional:

- Microalgas utilizam a luz solar como fonte de energia e absorvem nutrientes presentes nos efluentes, promovendo a remoção de compostos como nitrogênio, fósforo e outros poluentes (González et al., 2016).
- A fotossíntese realizada pelas microalgas libera oxigênio, melhorando a oxigenação da água e criando um ambiente favorável à vida aquática.
- O cultivo de microalgas gera biomassa rica em proteínas, lipídios e carboidratos, passível de uso em biocombustíveis, ração animal, suplementos alimentares e biofertilizantes, agregando valor ao processo de tratamento (Liu et al., 2014; González et al., 2016).

Benefícios do cultivo de microalgas em efluentes:

- Solução natural e de baixo custo, sem necessidade de produtos químicos complexos.

- Eficiência na remoção de contaminantes, incluindo nutrientes, metais pesados, patógenos e compostos orgânicos recalcitrantes.
- Produção de biomassa valiosa, com potencial econômico.
- Contribuição à sustentabilidade ambiental, preservando recursos hídricos e reduzindo o impacto ambiental da descarga de efluentes.

Aplicações:

- Tratamento de efluentes domésticos e industriais.
- Biorremediação de ambientes aquáticos contaminados.
- Produção de biocombustíveis renováveis.
- Aquicultura, fornecendo alimento vivo para larvas e peixes.

Desafios e perspectivas:

- Otimização do cultivo para maior eficiência na remoção de contaminantes e produção de biomassa.
- Escalabilidade da tecnologia para tratamento de grandes volumes de efluentes.
- Integração com outras tecnologias de tratamento de água para maior eficácia.

O cultivo de microalgas em efluentes configura-se como uma solução inovadora e sustentável, oferecendo benefícios ambientais, econômicos e sociais. Com o desenvolvimento contínuo da tecnologia, esta abordagem tem grande potencial para fortalecer a gestão sustentável dos recursos hídricos no futuro.

2. Objetivo Geral

Avaliar o potencial do cultivo de microalgas como uma tecnologia verde para o tratamento sustentável de águas residuais, visando contribuir para práticas mais eficientes de gestão dos recursos hídricos e para o cumprimento das metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável relacionados à água.

3. METODOLOGIA

Para a elaboração deste trabalho, realizou-se um levantamento bibliográfico com o propósito de desenvolver uma revisão descritiva voltada à construção de conhecimento científico. Inicialmente, foram definidos os critérios de inclusão com base nas seguintes palavras-chave: Sustentabilidade; Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS); Escassez hídrica; Águas residuais; Tratamento de efluentes; Tecnologias verdes; Microalgas; Metais pesados; Biorremediação; Sustainability; Sustainable Development Goals (SDGs); Water scarcity; Wastewater; Effluent treatment; Green technologies; Microalgae; Heavy metals; Bioremediation. A busca científica foi realizada nas bases SciELO, PubMed, PubChem, Scopus, ScienceDirect, Web of Science e Google Acadêmico, abrangendo publicações em português e inglês. Foram priorizados estudos publicados entre 2010 e 2025, admitindo-se, de forma complementar, artigos e livros anteriores quando considerados fundamentais para o embasamento teórico e a discussão proposta.

4. Resultados e discussão

4.1 Por que usar microalgas?

Os resultados obtidos demonstram que as microalgas, incluindo algas eucarióticas e cianobactérias, constituem uma alternativa ambientalmente sustentável aos processos biológicos convencionais de tratamento de águas residuais, tradicionalmente caracterizados por elevada demanda energética (Singh et al., 2015; Oswald, 2003). A eficiência desse sistema está associada à capacidade das microalgas mixotróficas de utilizarem simultaneamente carbono orgânico e inorgânico, bem como nitrogênio e fósforo presentes no efluente, reduzindo de forma significativa as concentrações desses compostos.

Uma das principais vantagens observadas é a geração de oxigênio por meio da fotossíntese, essencial para a atividade de bactérias heterotróficas responsáveis pela degradação completa da matéria orgânica. Assim, estabelece-se um sistema simbiótico no qual microalgas e bactérias contribuem conjuntamente para a melhoria da qualidade do efluente final.

Os resultados também confirmam que o cultivo de microalgas promove elevada eficiência na remoção de nutrientes. Estudos correlatos reforçam essa observação: a utilização de grânulos microalgais em águas residuais sintéticas apresenta taxas expressivas de remoção de fósforo, permitindo sua posterior recuperação e reutilização (Cai et al., 2019); além disso, as microalgas demonstram potencial significativo para captura de CO₂ e redução de compostos nitrogenados (Arun et al., 2020). Observou-se ainda que diferentes formas de nitrogênio, orgânico e inorgânico, podem ser assimiladas diretamente pelas microalgas (Ross et al., 2018), reduzindo a emissão de N₂O, um importante gás de efeito estufa, geralmente associado ao tratamento biológico convencional de efluentes (Arun et al., 2020).

Outro ponto relevante é a capacidade de determinadas espécies microalgais de promover biorremediação de contaminantes prioritários, como metais pesados e compostos orgânicos tóxicos (Zhang et al., 2021). Além disso, a biomassa resultante pode ser integrada a modelos de economia circular, sendo direcionada para a produção de biofertilizantes, rações, suplementos ou biocombustíveis, ampliando a sustentabilidade do processo (Liu et al., 2020).

Os resultados também evidenciam que sistemas de cocultivo entre microalgas e bactérias eliminam a necessidade de múltiplas etapas operacionais para remoção de nitrogênio e fósforo, possibilitando tratamentos mais simples e de menor demanda energética (Sturm et al., 2011; Gouveia et al., 2016). Nesses sistemas, a assimilação direta de amônia e fosfato pelas microalgas (Falkowski et al., 2007; Borowitzka et al., 2016) contribui para a queda expressiva das emissões totais de gases de efeito estufa. Estudos relatam emissões negligenciáveis de N₂O

em cultivos microalgais (Guieysse et al., 2013; Fagerstone et al., 2011), reforçando a viabilidade ambiental desse método, cujo fator de emissão estimado é de apenas 0,0047% g N₂O-N por g de N de entrada (Alcántara et al., 2015).

De maneira geral, os resultados indicam que o fornecimento de oxigênio dissolvido pelas microalgas via fotossíntese reduz significativamente os custos energéticos do tratamento, melhora o desempenho das bactérias aeróbias e minimiza a emissão de gases de efeito estufa (Wang et al., 2013). Assim, o uso de microalgas configura-se como uma estratégia eficiente, sustentável e promissora para o tratamento de águas residuais.

4.2 Aspectos econômicos

Apesar das vantagens apresentadas, diversos desafios práticos, operacionais e econômicos ainda limitam a adoção em larga escala de sistemas baseados em microalgas para o tratamento de águas residuais, exigindo o desenvolvimento de soluções que viabilizem sua aplicação industrial. Entre esses desafios, destaca-se o elevado consumo energético associado ao cultivo. Assim como nos métodos convencionais de tratamento, os sistemas microalgais dependem de aeração e bombeamento para promover fluxo turbulento e garantir adequada transferência de oxigênio (O₂) e dióxido de carbono (CO₂), condições indispensáveis para o crescimento eficiente das microalgas.

Uma avaliação tecnoeconômica conduzida no Golfo Pérsico, envolvendo a biofixação de gases de exaustão combinada ao tratamento de efluentes, evidenciou perspectivas financeiras promissoras, sobretudo para economias emergentes não dependentes de combustíveis fósseis (Al Ketife et al., 2019). O estudo estimou um preço de venda de equilíbrio (BESP) de US\$ 0,544 por quilograma de biomassa, equivalente a US\$ 0,90 por litro de biocrude extraído, valor necessário para cobrir os custos operacionais (OPEX).

Além do desafio energético, outros fatores críticos, como disponibilidade de nutrientes, riscos de contaminação, estabilidade operacional e escalabilidade dos sistemas, também exigem atenção para garantir a implementação bem-sucedida dessa tecnologia. Assim, a otimização das condições de cultivo, o aproveitamento de fontes alternativas de nutrientes, o uso de tecnologias avançadas de monitoramento e controle e o aprimoramento dos métodos de processamento subsequente tornam-se fundamentais. Paralelamente, avanços contínuos em pesquisa, especialmente nas áreas de seleção de cepas, engenharia genética e desenvolvimento de estratégias de cultivo mais eficientes, são fundamentais para aumentar a produtividade, reduzir

custos e ampliar a viabilidade econômica e ambiental dos sistemas microalgais em escala industrial.

Entre as alternativas existentes, os lodos de algas de alta taxa (HRAP) têm demonstrado expressivo potencial no tratamento de águas residuais municipais, particularmente em regiões com elevada disponibilidade de radiação solar. Uma avaliação de sustentabilidade do ciclo de vida realizada para sistemas de tratamento baseados na interação entre algas e bactérias evidenciou que os HRAPs apresentam vantagens ambientais e econômicas em relação aos processos convencionais (Kohlheb et al., 2020). O estudo identificou custos de tratamento significativamente menores (0,18 €/m³ versus 0,26 €/m³), além de contribuir para o sequestro de CO₂ e reduzir substancialmente os potenciais de eutrofização, 146,27 contra $458,27 \times 10^{-3}$ kg CO₂ equiv./m³ e 126,14 contra $158,01 \times 10^{-6}$ kg PO₄ equiv./m³, respectivamente.

Adicionalmente, os HRAPs apresentam elevado potencial de produção de biocombustíveis a partir da biomassa gerada no processo. Mehrabadi et al. (2017) reportaram valores expressivos de produção energética, variando entre 800 e 1400 GJ/ha/ano, decorrentes da biomassa algal colhida em sistemas HRAP aplicados ao tratamento de águas residuais.

Apesar desses benefícios, o consumo operacional de energia permanece como um desafio crítico, especialmente na etapa de cultivo destinada à produção de biomassa microalgal. Estudos de Stephenson et al. (2010) e Jorquera et al. (2010) demonstram que a maior parte do consumo energético está associada às etapas de mistura. Comparações entre fotobiorreatores (PBRs) e HRAPs revelam que os PBRs, dependentes de bombeamento contínuo e aeração para promover circulação e homogeneização, podem demandar até dez vezes mais energia que os HRAPs, os quais frequentemente se beneficiam de sistemas mecânicos simples, como pás de agitação.

Um estudo de caso conduzido em Almería, Espanha, reforçou a elevada intensidade energética associada à operação de fotobiorreatores (PBRs) (Acien et al., 2012). A análise de uma planta de 30 m³ revelou que as bombas de recirculação e de aeração constituem os principais pontos de consumo energético, registrando 24 kWh·dia⁻¹ e 96 kWh·dia⁻¹ por unidade, respectivamente. No total, o sistema apresentou uma taxa de consumo de 15 kWh·m⁻³, valor substancialmente superior ao observado em tecnologias convencionais de tratamento de águas residuais.

De forma semelhante, Gouveia et al. (2016) destacaram os elevados custos energéticos associados ao tratamento de efluentes por microalgas em PBRs. Segundo a análise dos autores, o custo para tratar 1 m³ de águas residuais alcança aproximadamente €95 sob operação contínua de 14 dias, sendo o consumo elétrico o principal determinante do custo total. Esses valores

contrastam fortemente com os custos muito inferiores dos sistemas convencionais, evidenciando a necessidade de estratégias de mitigação energética.

Esse conjunto de evidências reforça a urgência em desenvolver soluções que aumentem a eficiência energética dos processos de cultivo microalgal, especialmente em PBRs, a fim de tornar essa tecnologia economicamente viável e ambientalmente sustentável em aplicações de larga escala.

No contexto desses desafios, destaca-se que a função primária da aeração no cultivo de microalgas é fornecer carbono na forma de CO_2 , nutriente essencial para o crescimento celular e para a assimilação de nitrogênio (N) e fósforo (P) inorgânicos (Liu et al., 2020). Contudo, o processo de compressão do ar, enriquecido ou não com CO_2 , é altamente intensivo em energia, representando uma das principais parcelas dos custos operacionais (Davis et al., 2016).

Uma avaliação de ciclo de vida realizada por Kadam (2002) estimou que a injeção de CO_2 em um sistema HRAP de 1000 hectares demandaria aproximadamente 22,2 kWh por tonelada de CO_2 . Considerando uma produtividade de biomassa microalgal de $45 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, cerca de 680 toneladas de CO_2 seriam necessárias diariamente, resultando em um consumo energético de $15,1 \text{ MWh} \cdot \text{dia}^{-1}$. Com base no preço médio de eletricidade industrial da Eurostat em 2016 ($0,1668 \text{ €} \cdot \text{kWh}^{-1}$), o custo diário estimado seria de 1760 €, evidenciando a expressiva contribuição da etapa de aeração para o custo global do processo.

Além disso, a aeração leva à perda inevitável de CO_2 da suspensão para a atmosfera através da degasagem, representando um desafio significativo na manutenção de uma concentração de carbono suficiente para a utilização de microalgas (Lee et al., 2016; de Godos et al., 2016). Para lidar com os custos operacionais e as ineficiências associadas ao fornecimento de carbono via aeração, uma abordagem alternativa envolve a suplementação direta do meio com carbono dissolvido, como sais de carbono inorgânico (por exemplo, bicarbonato) ou substratos orgânicos (por exemplo, glicose) (Evans et al., 2017; Kesaano et al., 2015; Gupta et al., 2016; Perez-Garcia et al., 2011a). Esse método teoricamente garante a utilização completa do carbono adicionado pelas microalgas.

Além disso, incorporar correntes de resíduos ricas em carbono biodisponível para aumentar o suprimento apresenta uma estratégia ambientalmente benéfica, alinhada com o conceito de um modelo de economia circular (Gupta et al., 2016). Essa abordagem não apenas reduz os custos materiais, mas também promove a recuperação de recursos, contribuindo para a sustentabilidade geral dos sistemas de tratamento de águas residuais baseados em microalgas. Por exemplo, a utilização de correntes de resíduos ricas em carbono, como efluentes industriais ou escoamento agrícola, não apenas aumenta a disponibilidade de carbono, mas também ajuda

na remediação dessas correntes de resíduos, transformando efetivamente o resíduo em um recurso valioso.

Outro fator crítico que influencia a viabilidade econômica da integração de microalgas no tratamento de águas residuais é o estágio em que o processo é introduzido no tratamento. Tradicionalmente, as microalgas têm sido utilizadas no tratamento terciário, após a etapa de tratamento secundário intensivo em energia, para reduzir ainda mais as concentrações de nitrogênio (N) e fósforo (P) inorgânicos. No entanto, introduzir microalgas nesse estágio não leva à redução desejada nas demandas gerais de energia devido à mistura adicional e aeração necessárias (Arun et al., 2020). Uma abordagem mais eficaz envolve a integração de microalgas no tratamento, como a fase de tratamento biológico secundário, aplicada diretamente ao tratamento de águas residuais primárias.

Estudos inovadores exploraram a integração do tratamento de águas residuais com a liquefação hidrotérmica (HTL) de biomassa de microalgas para a produção de biocombustíveis, oferecendo caminhos promissores para a recuperação de recursos e geração de biocombustíveis. Por exemplo, um estudo investigando a produção de biocombustíveis de microalgas demonstrou que durante o processo de HTL, o uso de catalisadores sólidos aumentou o rendimento de bio-óleo (29,37% em peso) (Arun et al., 2018). O bio-óleo resultante, caracterizado por seu alto valor calorífico ($19,6 \pm 0,8$ MJ/kg), pode ser ainda mais enriquecido em combustíveis líquidos de transporte por meio de processos como extração líquido-líquido, que apresentou um rendimento de 18,2% em peso com 92,85% de pureza.

Além disso, é fundamental considerar a eficiência e a confiabilidade operacional dos sistemas baseados em microalgas. Embora diversos estudos tenham avaliado diferentes espécies microalgais no tratamento de águas residuais, muitos deles foram conduzidos de forma isolada, sob condições ambientais e operacionais distintas. Essa heterogeneidade metodológica dificulta comparações diretas entre cepas e limita conclusões definitivas sobre seu desempenho em diferentes matrizes de efluentes. No entanto, iniciativas recentes direcionadas à padronização de protocolos experimentais e à realização de estudos comparativos em condições controladas tendem a fortalecer o entendimento sobre a eficácia das microalgas e a apoiar decisões técnicas e regulatórias relacionadas à sua implementação em larga escala.

A literatura evidencia um amplo espectro de espécies avaliadas para a remoção biológica de carbono, nitrogênio e fósforo em diferentes tipos de efluentes, incluindo municipais, agroindustriais, de cervejarias, refinarias e setores industriais diversos (Cai et al., 2013; Gentili, 2014; Wu et al., 2014; Chiu et al., 2015). A espécie *Scenedesmus obliquus*, por exemplo, demonstrou elevada eficiência na remoção de carbono, N e P em efluentes de suinocultura (Ji

et al., 2013; Prandini et al., 2016), enquanto *Chlorella pyrenoidosa* apresentou desempenho satisfatório em efluentes oriundos da produção leiteira (Kothari et al., 2012). Outras espécies do gênero *Chlorella*, como *C. vulgaris*, têm sido amplamente relatadas como candidatas promissoras para a remoção de nutrientes em diferentes etapas do tratamento de efluentes municipais, desde o esgoto primário até centrados ricos em nutrientes (Gouveia et al., 2016; Li et al., 2011a). Adicionalmente, *C. vulgaris* apresentou remoção de 88% de DBO, 82% de nitrogênio total e 54% de fósforo total em efluentes de cervejaria (Choi, 2016). Outras espécies com potencial de biorremediação incluem *Chlamydomonas* sp., *Nannochloropsis* sp., *Dunaliella* sp., *Spirulina* sp. e *Botryococcus* sp. (Cuellar-Bermudez et al., 2015; Gonçalves et al., 2017).

Além dos nutrientes tradicionais, avanços recentes revelam a capacidade das microalgas de remover contaminantes emergentes, como fármacos e compostos químicos persistentes, ampliando seu potencial no tratamento de efluentes complexos. Outro avanço relevante refere-se à integração de processos microalgais com tecnologias complementares, como membranas de ultrafiltração, o que pode elevar a eficiência global do tratamento, aprimorar a qualidade do efluente tratado e reduzir custos operacionais. Esses progressos reforçam o papel das microalgas como alternativa sustentável e multifuncional para diferentes contextos ambientais e industriais.

A composição do efluente exerce influência decisiva no desempenho dos sistemas microalgais. Para sustentar seu crescimento, as microalgas dependem principalmente de carbono, nitrogênio e fósforo (Falkowski et al., 2007), sendo que a eficiência de assimilação é diretamente impactada pela proporção e disponibilidade desses nutrientes no meio (Kapdan et al., 2008). A limitação de qualquer um desses elementos pode comprometer significativamente a taxa de crescimento (Xin et al., 2010a; Xin et al., 2010b; Al Ketife et al., 2017). Além dos macronutrientes, micronutrientes como cálcio, magnésio, potássio, manganês, sílica, zinco e ferro, geralmente presentes em concentrações adequadas em águas residuais, também são essenciais para a manutenção das funções metabólicas (Borowitzka et al., 2013).

A presença de poluentes orgânicos e inorgânicos, especialmente metais pesados e compostos tóxicos, pode afetar adversamente a fisiologia microalgal, reduzindo o crescimento celular e comprometendo a eficiência de remoção de nutrientes. Assim, o projeto de sistemas microalgais deve considerar não apenas a disponibilidade de macronutrientes, mas também o perfil de toxicidade da matriz de efluente. Em alguns casos, etapas de pré-tratamento podem ser indispensáveis para mitigar esses efeitos e assegurar condições adequadas ao cultivo.

No âmbito do tratamento municipal de águas residuais, duas correntes se destacam como potenciais pontos de integração de processos microalgais: o efluente do tratamento primário (PSW – Primary Settled Wastewater) e o efluente do tratamento secundário (STE – Secondary Treatment Effluent). De forma geral, integrar microalgas como etapa secundária de tratamento, atuando diretamente sobre a PSW, configura uma estratégia mais econômica e ambientalmente vantajosa. A PSW apresenta composição nutricional mais equilibrada e uma comunidade microbiana mais favorável ao desenvolvimento das microalgas do que o STE. Embora ambos os efluentes contenham carbono, nitrogênio e fósforo em proporções semelhantes, suas concentrações variam significativamente, influenciando diretamente o desempenho do processo.

A PSW, resultante da sedimentação primária, concentra quantidades expressivas de carbono orgânico, nitrogênio amoniacal e fosfato, proporcionando um meio ideal para o crescimento microalgal. O STE, por sua vez, é produto de etapas de tratamento biológico aeróbio ou anaeróbio e apresenta menor concentração de nutrientes, podendo limitar a produtividade microalgal e reduzir a eficiência de remoção. Assim, integrar microalgas a partir da PSW tende a aumentar a eficiência do processo, reduzir custos e promover maior sustentabilidade ambiental.

4.3 Rejeitos industriais

As microalgas têm se destacado como uma alternativa promissora para a remoção de contaminantes industriais, incluindo poluentes farmacêuticos e metais pesados. Estudos demonstram que sistemas de alta taxa como os HRAPs apresentam desempenho relevante: Villar-Navarro et al. (2020) observaram que esses sistemas foram mais eficientes na remoção de fármacos de preocupação ambiental, como diclofenaco e determinados antibióticos, enquanto analgésicos e anti-inflamatórios amplamente utilizados, como ibuprofeno e paracetamol, apresentaram remoção ligeiramente superior nos sistemas convencionais de tratamento. Além disso, a literatura evidencia que o uso de microalgas no tratamento de águas residuais é tecnicamente viável em diferentes escalas, desde estudos laboratoriais (Mennaa et al., 2017) até unidades piloto e demonstrativas (Arbib et al., 2017).

Apesar desses avanços, a consolidação comercial dessa tecnologia ainda enfrenta desafios significativos. Os custos envolvidos na implantação e operação de sistemas microalgais podem ser elevados quando comparados aos métodos tradicionais, especialmente devido às exigências operacionais relacionadas ao cultivo, controle ambiental e colheita da

biomassa. Adicionalmente, fatores como a variabilidade das características do efluente, a seleção da cepa mais adequada e a necessidade de condições específicas de cultivo influenciam diretamente a eficiência do processo e seu custo-benefício.

Diante disso, a comprovação da viabilidade econômica em escala real depende de estudos mais abrangentes que integrem avaliações técnicas, econômicas e operacionais. Investigações sobre estratégias de otimização, melhorias no design de reatores e a adoção de tecnologias auxiliares, como sistemas de biofilme, controle automatizado e uso de subprodutos industriais como fontes suplementares de carbono, podem reduzir custos e aumentar a competitividade do processo. Assim, o avanço da tecnologia requer não apenas comprovação de eficiência, mas também a construção de modelos econômicos robustos que permitam comparar, de forma justa e realista, o tratamento baseado em microalgas com as alternativas convencionais de depuração de efluentes.

4.4 Principais parâmetros no cultivo de microalgas

4.4.1 PH

O pH constitui um dos parâmetros mais relevantes para o desempenho de microalgas no tratamento de águas residuais, influenciando diretamente tanto o metabolismo algal quanto as interações microbianas no sistema. Diversos estudos relatam mecanismos abióticos pelos quais microalgas e bactérias podem afetar-se mutuamente de forma adversa. A elevação do pH e da concentração de oxigênio dissolvido, frequentemente observada em culturas microalgais, pode inibir a atividade bacteriana, reduzindo a eficiência de processos metabólicos bacterianos essenciais (Schumacher et al., 2003; Ansa et al., 2011; Sousa, 2013). Esse aumento de pH está relacionado à rápida assimilação de carbono inorgânico pelas microalgas, que, quando não repostas na mesma taxa, leva à alcalinização do meio, frequentemente ultrapassando pH 9.

Em ambientes altamente alcalinos, o desempenho de bactérias aeróbias e facultativas tende a declinar, afetando negativamente sua capacidade de contribuir para a degradação da matéria orgânica (Ansa et al., 2011; Awuah et al., 2001; Ansa et al., 2012).

A literatura mostra uma forte correlação entre pH elevado e redução da abundância de bactérias heterotróficas, indicando um aumento expressivo da inativação microbiana à medida que o pH se eleva. Estudos apontam que bactérias coliformes e outros patógenos são significativamente reduzidos em pH 8,5, enquanto valores próximos a 9,5 promovem quase completa eliminação da comunidade bacteriana (Metcalf et al., 2003; Awuah, 2006). Esses efeitos resultam de múltiplos mecanismos, incluindo alterações estruturais na membrana

bacteriana, danos à cadeia respiratória e maior sensibilidade a fatores externos como radiação luminosa (Bosshard et al., 2010). Como consequência, a diminuição da comunidade microbiana reduz a produção de CO₂ respiratório, comprometendo uma importante fonte de carbono para a fotossíntese algal (Subashchandrabose et al., 2011; Muñoz et al., 2006).

Para a maioria das espécies de microalgas de água doce, a faixa ótima de pH situa-se entre 7 e 9 (Richmond, 2003; Pandey et al., 2013; Kumar et al., 2010). Valores fora desse intervalo podem reduzir a taxa de crescimento e comprometer a capacidade de remoção de nutrientes. Sutherland et al. (2015), por exemplo, observaram que o aumento do pH reduz a eficiência de remoção de nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN) em consórcios naturais de microalgas tratando PSW: pH 6,5 a 7 propiciou cerca de 62% de remoção, enquanto pH 7,5 a 8 resultou em apenas 50%. De forma semelhante, Martínez et al. (2000) relataram ruptura celular de *Scenedesmus obliquus* quando o pH ultrapassou 11 durante o tratamento de efluente municipal.

Assim, o estabelecimento de condições ótimas de pH para o cultivo microalgal é essencial para manter a dominância das espécies desejadas e favorecer a eficiência da biorremediação. No entanto, tais condições variam conforme a espécie e o tipo de reator empregado. Uma estratégia viável pode consistir em permitir que espécies nativas se adaptem gradualmente às condições operacionais esperadas, promovendo maior estabilidade ecológica e resiliência do consórcio ao longo do processo de tratamento.

4.4.2 Temperatura e luz

À medida que os nutrientes, especialmente nitrogênio (N) e fósforo (P), se tornam limitantes, a comunidade microbiana autóctone presente nas águas residuais passa a competir diretamente com microalgas suplementadas por esses recursos essenciais (Lee et al., 2013a; Lee et al., 2013b; Grover, 2000). Assim, torna-se fundamental estabelecer condições ambientais que favoreçam o crescimento microalgal em relação a bactérias e fungos. Entre os fatores determinantes, a disponibilidade de luz e a temperatura desempenham papéis centrais.

A luz é indispensável para o metabolismo das microalgas, uma vez que fornece energia para a evolução de O₂ e para a geração de ATP e agentes redutores utilizados na fixação fotossintética de CO₂ (Falkowski et al., 2007; Williams et al., 2010). Abaixo do ponto de saturação luminosa, a atividade fotossintética aumenta proporcionalmente à irradiância; contudo, intensidades superiores a esse limiar podem causar fotoinibição devido a danos nos complexos fotoquímicos (Falkowski et al., 2007; Williams et al., 2010). Para a maioria das

microalgas de água doce, o ponto de saturação é reportado entre 200 e 400 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ (Muñoz et al., 2006; Cheirsilp et al., 2012; Singh, 2015). Manter a cultura nesse intervalo não apenas maximiza a eficiência fotossintética como também evita o desperdício energético decorrente do uso desnecessário de iluminação artificial.

A duração e a intensidade da luz influenciam significativamente a proporção entre algas e bactérias em consórcios mistos, afetando diretamente a remoção de carbono, nitrogênio e fósforo. Em períodos prolongados de escuridão, Lee et al. (2015) relataram reduções acentuadas na eficiência de remoção de N e P em águas residuais municipais.

Em ciclos escuro-luz de 60:12 h, observaram menor biomassa microalgal e aumento relativo da abundância bacteriana. De forma semelhante, González-Camejo et al. (2017) verificaram que baixas intensidades luminosas (40 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$) favoreceram a atividade de bactérias nitrificantes, resultando em acúmulo de nitrato e nitrito no efluente e menor remoção de amônia pelas microalgas. Intensidades superiores (85–125 $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$), ao contrário, reforçaram a dominância algal e proporcionaram remoções de NH_3 superiores a 98%.

A eficiência de remoção de P, entretanto, permaneceu elevada e praticamente inalterada entre os diferentes níveis de irradiância avaliados. Esses resultados reforçam que a luz modula de maneira decisiva a dinâmica populacional dos consórcios algal-bacterianos e, portanto, deve ser cuidadosamente ajustada.

A temperatura ambiental também exerce influência substancial sobre a produtividade microalgal e o desempenho na remoção de nutrientes. Ruiz-Martínez et al. (2015) demonstraram aumento expressivo na taxa de remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ por *Scenedesmus* sp. em temperaturas mais elevadas, variando de 4,3 mg N $\text{L}^{-1} \text{d}^{-1}$ a 15 °C para 17 mg N $\text{L}^{-1} \text{d}^{-1}$ a 34 °C. Contudo, a temperatura ideal depende da espécie e de sua capacidade adaptativa. Filippino et al. (2015), por exemplo, relataram maior eficiência em menor tempo de cultivo por *Chlorella vulgaris* a 15 °C do que a 25 °C, atingindo 90% de remoção de TDN e $\text{PO}_4\text{-P}$ em menos da metade do tempo.

Sforza et al. (2014) observaram comportamento semelhante em *C. protothecoides*, com menor concentração de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ no efluente em 15 °C do que em faixas temperadas (23–30 °C). Esses achados sugerem que temperaturas mais baixas podem, paradoxalmente, favorecer a qualidade do efluente tratado, mesmo quando associadas a taxas de crescimento celular mais modestas.

Em geral, microalgas toleram temperaturas entre 10 °C e 30 °C, com faixa ideal entre 15 °C e 25 °C (Singh et al., 2015). Embora temperaturas mais altas normalmente acelerem o metabolismo e a absorção de nutrientes, a implementação de aquecimento artificial em sistemas

de tratamento de grande escala é energeticamente inviável (Metcalf et al., 2003). Assim, a seleção de espécies deve priorizar consórcios capazes de prosperar nas condições climáticas naturais da estação, que podem variar amplamente, por exemplo, entre 3 °C e 27 °C em regiões de latitude média (Metcalf et al., 2003).

A assimilação fotossintética de carbono é altamente dependente da temperatura, uma vez que o ciclo de Calvin é mediado por enzimas sensíveis a variações térmicas (Falkowski et al., 2007). Em temperaturas mais baixas, microalgas tendem a reduzir o teor de clorofila e aumentar a produção de xantofilas, que atuam como pigmentos fotoprotetores associados ao PSII (Christov et al., 2001; Ruban, 2009). Esse ajuste reduz a fotoinibição e permite operar o sistema com menores intensidades de luz, diminuindo custos energéticos. Além disso, temperaturas mais baixas oferecem vantagens adicionais, como maior solubilidade de O₂ e menor crescimento de microrganismos indesejáveis (Granéli et al., 2004; Metcalf et al., 2003).

4.5 Configuração do biorreator para o tratamento de efluentes

O tratamento de águas residuais por microalgas enfrenta diversos desafios, desde a alta variabilidade na composição dos efluentes até o grande volume que precisa ser processado diariamente. Para superar essas limitações, diferentes técnicas de cultivo têm sido investigadas, buscando otimizar a produtividade microalgal, maximizar a remoção de nutrientes e contaminantes e viabilizar o tratamento em larga escala (Hoh et al., 2016).

Entre os fatores determinantes para o desempenho do processo, o design e a configuração do biorreator exercem papel central, uma vez que parâmetros como disponibilidade de luz e temperatura influenciam diretamente o crescimento das microalgas e, consequentemente, sua capacidade de assimilação e depuração dos compostos presentes nas águas residuais (Mata et al., 2010).

As estratégias de cultivo podem ser amplamente divididas em sistemas suspensos ou imobilizados (Christenson et al., 2011), cada um com vantagens e limitações específicas. Esses sistemas, por sua vez, podem operar em configurações abertas ou fechadas, dependendo da complexidade estrutural, dos custos envolvidos e do nível de controle desejado. Entre os principais exemplos aplicados ao tratamento de efluentes destacam-se os fotobiorreatores (PBR), os tanques de alta taxa algal (HRAP), os sistemas com microalgas imobilizadas em matrizes e os reatores baseados em biofilmes microalgais aderidos (Borowitzka et al., 2013).

O desempenho desses sistemas varia substancialmente, tanto em termos de eficiência de remoção de nutrientes quanto de produtividade de biomassa, refletindo as diferenças entre

configurações, condições operacionais e espécies utilizadas (Hoh et al., 2016). Assim, a escolha do tipo de biorreator envolve necessariamente a avaliação conjunta de eficiência, aplicabilidade ao tipo de efluente, requisitos energéticos e viabilidade econômica, fatores essenciais para consolidar o uso de microalgas como alternativa sustentável para o tratamento de águas residuais.

4.5.1 Cultura imobilizada

A imobilização de microalgas pode ocorrer de duas formas principais: pela autoaderência passiva das células a um material de suporte, total ou parcialmente submerso, que promove o desenvolvimento de biofilmes (como em reatores de painel plano ou sistemas rotativos), ou pelo aprisionamento ativo em matrizes poliméricas, cuja formação é induzida por agentes químicos ou floclulantes (Ting et al., 2017; Kesaano et al., 2015; De-Bashan & Bashan, 2010; Moreno-Garrido, 2008).

A formação dos biofilmes inicia-se quando cátions e compostos orgânicos e inorgânicos aderem ao suporte, elevando sua concentração na interface sólido-líquido e criando um microambiente favorável ao estabelecimento microbiano (Stephens et al., 2015; Qureshi et al., 2005). Após a colonização, microalgas e bactérias secretam substâncias extracelulares, proteínas, ácidos nucleicos, polissacarídeos e fosfolipídios, que reforçam a aderência e atuam como matriz de retenção de nutrientes essenciais ao crescimento (Qureshi et al., 2005). Como microalgas dependem da fotossíntese, parâmetros como transmissão de luz, suprimento de CO₂ e gradientes de O₂ são determinantes no projeto desses reatores (Hoh et al., 2016).

Diversos estudos já demonstraram elevada eficiência desses sistemas na remoção de N e P e conversão em biomassa (Yu et al., 2020; Yang et al., 2018), utilizando materiais de suporte que incluem aço inoxidável, fibras naturais e nylon (Hoh et al., 2016). Em fotobiorreatores, a simples presença de biofilme aderido às paredes pode reduzir significativamente o teor de N e P do efluente (Su et al., 2016).

De modo geral, biofilmes microalgais apresentam espessura limitada, entre 0,052 e 2 mm, devido às exigências de luz e trocas gasosas (Irving et al., 2011; Boelee et al., 2014). Na imobilização ativa, a técnica mais comum é a encapsulação em matrizes poliméricas artificiais (acrilamida) ou naturais (carragenana, alginatos) (Mallick, 2002; De-Bashan & Bashan, 2010). Nesses sistemas, as células permanecem aprisionadas em poros menores que seu diâmetro, permitindo difusão de água e nutrientes, mas evitando sua liberação (Cohen, 2001).

Entre as principais vantagens da imobilização, destaca-se a eliminação, ou drástica redução, dos custos de separação da biomassa antes do descarte (Christenson & Sims, 2012; Moreno-Garrido, 2008). Além disso, concentrações celulares significativamente superiores às dos sistemas suspensos podem ser mantidas: até $3,3 \text{ g L}^{-1}$ de PS (Whitton et al., 2015), comparadas às faixas de 1,5 a $1,7 \text{ g L}^{-1}$ em sistemas tubulares e $0,25\text{--}1 \text{ g L}^{-1}$ em lagoas de circuito fechado (Christenson et al., 2011).

A alta densidade celular reforça a atividade de biodegradação, favorecendo maior eficiência de remoção (Cohen, 2001). Também se considera benéfica a proximidade entre microalgas e bactérias co-imobilizadas, que favorece o uso local de O_2 e CO_2 produzidos mutuamente (Stephens et al., 2015; Muñoz & Guieysse, 2006; Gonzalez et al., 2000). Contudo, alguns estudos mostram desempenho ligeiramente superior em culturas suspensas, especialmente para remoção de N e P, devido à resistência difusiva dos polímeros e à menor penetração de luz causada pelo adensamento celular no interior dos grânulos (Jiménez-Pérez et al., 2004).

Apesar do potencial, limitações importantes restringem sua aplicação em escala comercial. Na imobilização ativa, as matrizes poliméricas podem degradar-se ao longo do tempo, liberando células (Mallick, 2002; Serp et al., 2000). Ademais, o conhecimento técnico necessário e o custo dos materiais tornam o processo pouco competitivo para grandes volumes de efluentes (Gonçalves et al., 2017; Cohen, 2001).

Já os biofilmes exigem áreas extensas: estima-se que sejam necessários $0,32$ a $2,1 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ como pós-tratamento e cerca de $0,76 \text{ m}^2 \text{ PE}^{-1}$ quando empregados como tratamento biológico primário (Acién et al., 2016; Boelee et al., 2012). Flutuações ambientais, irradiância e temperatura, também reduzem o desempenho, especialmente em condições de baixa luz, o que compromete o crescimento e a produção de O_2 (Boelee et al., 2011; Gross et al., 2014).

Buscando contornar essas limitações, esforços de otimização têm focado o aumento da eficiência luminosa, através de geometrias com maior razão área superficial/volume (Muñoz et al., 2009). Reatores rotativos permitem alternância entre imersão e exposição à luz (Christenson & Sims, 2012). Comparações entre biofilmes em sistemas abertos e fechados indicam maior eficiência de remoção de C, N e P em superfícies abertas, devido à melhor posição relativa das microalgas em relação à fonte luminosa (Posadas et al., 2014).

Por fim, o desprendimento de biofilme, perda de células e partículas para o efluente final, representa um desafio adicional. Concentrações médias de $3,2 \text{ mg L}^{-1}$ de SST foram observadas em efluentes contendo elevada proporção de microalgas desprendidas (Boelee et al., 2011), correspondendo a $0,13 \text{ mg L}^{-1}$ de N e $0,07 \text{ mg L}^{-1}$ de P. Assim, mesmo sistemas

imobilizados podem exigir etapas de separação para evitar aporte de nutrientes aos corpos receptores, anulando parcialmente a principal vantagem do processo (Mallick, 2002; Qureshi et al., 2005). Quando não controlada, essa biomassa desprendida pode elevar significativamente a DBO do efluente, comprometendo o cumprimento dos padrões de descarga (Grady et al., 2011).

4.5.2 Cultura suspensa

O cultivo suspenso de microalgas permite a movimentação livre das células na fase aquosa e constitui uma das abordagens mais amplamente aplicadas no tratamento de águas residuais (Borowitzka et al., 2013; Pires et al., 2013; Chisti, 2007). Os sistemas suspensos abertos podem ser classificados em lagoas naturais, como lagoas facultativas e lagunas, ou sistemas artificiais, como lagoas de circulação. Em lagoas facultativas, formam-se naturalmente diferentes camadas ambientais devido às maiores profundidades (superiores a 1 m) e à baixa taxa de mistura fornecida apenas por vento, convecção e fluxo hidráulico (Butler et al., 2017).

Assim, ocorre estratificação, com uma zona aeróbia superficial, sustentada pela fotossíntese das microalgas, e uma zona anaeróbia no fundo (Butler et al., 2017). Essa estratificação pode favorecer o estabelecimento de comunidades microbianas complementares, resultando em maior eficiência de tratamento (Meneses et al., 2005). De fato, altas taxas de remoção de DBO, NH_3 e PO_4 e elevado crescimento microalgal têm sido observados em lagoas facultativas, associadas a baixos custos operacionais e mínima manutenção (Butler et al., 2017; Steinmann et al., 2003; Wallace et al., 2016).

Os sistemas HRAP (High Rate Algal Ponds) representam uma evolução das lagoas facultativas, adicionando maior controle sobre mistura e condições de cultivo (Chisti, 2007). Com profundidades típicas entre 0,2 e 0,5 m, apresentam configuração em canal fechado ou sinuoso, com mistura fornecida por pás operando entre 10 e 30 cm s^{-1} , garantindo suspensão das células e exposição periódica à luz. A inserção de CO_2 pode ser utilizada para controlar o pH (Lee et al., 2016; Sutherland et al., 2015; Rawat et al., 2011).

Os fotobiorreatores (PBRs) constituem sistemas suspensos fechados, construídos com materiais transparentes, como vidro ou plásticos, que confinam o meio de cultivo em ambiente controlado (Lee et al., 2016; Chisti, 2007). Entre suas principais vantagens estão o controle preciso de temperatura, pH, contaminação e intensidade luminosa, aumentando a produtividade e estabilidade da cultura (Mata et al., 2010). PBRs também apresentam melhor aproveitamento de luz devido à maior razão área superficial-volume, o que favorece maiores densidades

celulares e taxas fotossintéticas (Jorquera et al., 2010; Carvalho et al., 2006). Porém, seus elevados custos de construção e operação limitam o uso em larga escala (Jorquera et al., 2010; Acien et al., 2013; Gupta et al., 2015).

Por outro lado, HRAPs e lagoas facultativas dependem inteiramente da radiação solar, o que torna seu desempenho altamente sensível a variações sazonais. Em geral, a máxima eficiência ocorre nos meses de verão (Gross et al., 2014; Park et al., 2011). Flutuações na temperatura, evaporação e disponibilidade de carbono inorgânico podem afetar significativamente a operação. A evaporação pode ajudar a estabilizar a temperatura, mas altera a composição iônica, afetando o crescimento microalgal (Pulz, 2001).

A perda de CO₂ para a atmosfera também compromete a biodegradação e o crescimento das algas (Godos et al., 2014). Além disso, sistemas abertos são vulneráveis à contaminação por protozoários e zooplâncton, os quais podem reduzir rapidamente a biomassa algal (Wang et al., 2013).

Sistemas de lagoas requerem áreas extensas devido à necessidade de profundidades rasas para otimizar a captação de luz (Lee et al., 2016). Craggs et al. (2003) relataram que uma HRAP com volume de 37,5 m³ exigiria áreas de 85 m² (profundidade de 0,45 m) a 128,1 m² (profundidade de 0,3 m). Para uma taxa de tratamento de 1 m³ d⁻¹, seriam necessários entre 17 e 25,6 m², dependendo da profundidade. De forma semelhante, Wang et al. (2015) estimaram áreas entre 12 e 60 m² para tratar 1 m³ d⁻¹ de efluente de esterco suíno digerido anaerobicamente.

Os PBRs, por sua vez, enfrentam desafios específicos, como acúmulo excessivo de oxigênio dissolvido, que inibe a fotossíntese, e bioincrustação, que reduz a penetração luminosa (Lee et al., 2016). PBRs externos também sofrem influência direta da sazonalidade. Molina et al. (2001), ao operar um PBR tubular de 200 L para cultivo de *Phaeodactylum tricornutum*, observaram declínio na produtividade de biomassa de 1,9 g L⁻¹ d⁻¹ para 1,2 g L⁻¹ d⁻¹ durante a primavera, evidenciando o impacto das mudanças sazonais no desempenho.

4.6 Performance do tratamento e duração

A concentração de DQO, nitrogênio (N) e fósforo (P) no efluente, bem como a duração do tratamento, constituem critérios fundamentais para avaliar o desempenho de biorreatores aplicados ao tratamento de águas residuais por microalgas. Para ser eficaz, o processo deve atender aos limites de descarga estabelecidos por legislações vigentes, como a Diretiva Europeia de Tratamento de Águas Residuais Urbanas (UWTD), e, idealmente, ser capaz de alcançar padrões ainda mais rigorosos (Swedish EPA, 2008). Além disso, a integração de

sistemas microalgais a etapas convencionais de tratamento requer compatibilidade com os processos anteriores e subsequentes, garantindo fluxo constante e estabilidade operacional. Nesse contexto, tempos menores de retenção hidráulica (TRH) representam vantagens em termos de dimensionamento de reatores, redução de custos de capital e menor necessidade de área (Metcalf et al., 2003; Ruiz et al., 2013).

Ao comparar a eficiência de remoção de N e P entre diferentes sistemas de cultivo microalgal, observa-se grande variação, tanto entre categorias quanto dentro de cada uma delas. Entre os sistemas suspensos e imobilizados, destaca-se a elevada eficiência alcançada pelos fotobiorreatores (PBRs), com médias de remoção de 87,3% para N e 82,9% para P, em um curto período médio de 3,1 dias de TRH. Exceto pelo estudo de Choi (2015), todos os trabalhos analisados relataram concentrações finais inferiores a 10 mg L⁻¹ de N e a 1 mg L⁻¹ de P, sendo que a maioria registrou níveis de P inferiores a 0,5 mg L⁻¹. As espécies predominantes nesses sistemas pertencem à família Chlorophyceae, sobretudo *Chlorella* spp. e *Scenedesmus* spp., reconhecidas por sua elevada capacidade de assimilação de nutrientes.

Os sistemas imobilizados em biofilme apresentaram desempenho consistente, ainda que ligeiramente inferior, com remoções médias de 77,4% (N) e 79,3% (P) em 4,3 dias de TRH. Já os sistemas de imobilização em matriz apresentaram o maior desempenho para remoção de N dentre todas as categorias, operando em média por 4,1 dias. Em contraste, os sistemas suspensos em HRAP exibiram as menores eficiências de remoção de P e demandaram tempos de tratamento significativamente maiores, com TRH médio de 8,6 dias.

No caso da remoção de N em sistemas imobilizados em matriz, parte da eficiência é atribuída ao próprio material polimérico utilizado. Fierro et al. (2008) demonstraram que *Scenedesmus* spp. Imobilizadas em quitosana, apresentaram remoção de PO₄-P (94%) e NO₃-N (70%) muito superiores às células suspensas (20% e 30%, respectivamente). Contudo, testes de controle com esferas de quitosana sem microalgas revelaram remoções de 60% para PO₄-P e 20% para NO₃-N, indicando que uma parcela substancial do processo ocorre por mecanismos físico-químicos, especialmente precipitação induzida por íons cálcio liberados pelo polímero (Song et al., 2002). Resultados semelhantes foram observados por Ruiz-Marín et al. (2010) ao comparar *C. vulgaris* e *S. obliquus* em matrizes de alginato e em suspensão.

As diferenças observadas entre sistemas abertos e fechados decorrem principalmente das distintas condições ambientais, como prevalência de nitrificação/desnitrificação, e das relações superfície/volume. Molinuevo-Salces et al. (2010) compararam um HRAP aberto e um PBR fechado tratando efluente de suinocultura e observaram que ambos removeram NH₄⁺-N, porém por mecanismos distintos: no HRAP predominou a volatilização de NH₃, enquanto no

PBR a remoção ocorreu majoritariamente por nitrificação e desnitrificação. Interessantemente, o PBR acumulou mais N na biomassa, enquanto o HRAP apresentou maior acúmulo de P.

Resultados semelhantes foram relatados por Arbib et al. (2013b), que operaram paralelamente um HRAP de 530 L e um PBR tubular de 380 L, ambos alimentados com efluente secundário. No período de 157 dias, o HRAP atingiu remoções médias de 65% (N total) e 58% (P total), enquanto o PBR alcançou 89% e 86%, respectivamente. A maior eficiência do PBR foi atribuída à sua elevada razão área superficial-volume, que intensificou a fotossíntese e, consequentemente, o crescimento microalgal. A biomassa nos PBRs atingiu até 733 mg L⁻¹ de sólidos suspensos, enquanto no HRAP a média foi de 188 mg L⁻¹. Além disso, a aeração atmosférica no PBR contribuiu para estabilizar o pH, ao passo que o pH elevado no HRAP prejudicou a atividade microbiana e microalgal.

5. Considerações finais

O uso de microalgas no tratamento de águas residuais configura-se como uma estratégia promissora para avançar em direção a sistemas mais sustentáveis, eficientes e alinhados aos princípios da economia circular. As evidências atuais demonstram que essa abordagem é tecnologicamente viável, ecologicamente benéfica e potencialmente competitiva do ponto de vista econômico, especialmente quando se considera que grande parte dos custos associados ao cultivo microalgal refere-se à fase de instalação, algo igualmente presente em sistemas convencionais. Além disso, os custos operacionais podem ser significativamente menores, uma vez que os consórcios microalgal-bacterianos apresentam baixa demanda energética e permitem a redução simultânea de compostos nitrogenados, fosfatados e carbonáceos, com menor emissão de gases de efeito estufa.

Entretanto, desafios importantes ainda limitam a implementação desses sistemas em escala industrial. Entre eles, destaca-se a operação em ambientes não estéreis, que favorece contaminações e instabilidades no cultivo. Nesse sentido, estudos futuros devem priorizar o desenvolvimento de consórcios naturais estáveis, envolvendo microalgas, bactérias e outros microrganismos, capazes de ocupar nichos ecológicos de forma eficiente e previsível. A aplicação de ferramentas de biologia molecular, como o monitoramento da expressão gênica, pode representar um avanço significativo no acompanhamento da saúde do consórcio e na tomada de decisão operacional, especialmente em respostas rápidas a alterações na composição dos efluentes.

Outro ponto crítico refere-se ao fornecimento de carbono. Estratégias como a aeração intermitente combinada à injeção de CO₂ podem reduzir custos energéticos e ao mesmo tempo favorecer a suspensão, o crescimento e o controle de pH, um parâmetro altamente relevante para o desempenho do cultivo. Paralelamente, o uso de fluxos de subprodutos da indústria alimentícia como fontes alternativas de carbono orgânico surge como uma oportunidade promissora, desde que avaliados quanto à ausência de compostos tóxicos e ao equilíbrio nutricional adequado ao metabolismo microalgal.

A composição do efluente também exerce influência determinante sobre a eficiência do processo. O tratamento de esgoto primário (PSW) mostra-se mais adequado do que o efluente secundário (STE), por oferecer uma relação de nutrientes mais favorável e uma microbiota mais propícia ao crescimento microalgal. Ensaios de longo prazo em diferentes configurações de reatores, especialmente sistemas estáticos com aeração intermitente e iluminação interna, são

essenciais para otimizar o desempenho do cultivo e compreender o impacto da formação de biofilmes.

Finalmente, a realização de avaliações de ciclo de vida (ACV) com dados experimentais provenientes de consórcios microalgal-bacterianos permitirá mensurar a sustentabilidade real desses sistemas em comparação aos tratamentos convencionais. A valorização da biomassa residual para produção de biogás ou biofertilizantes reforça ainda mais a viabilidade ambiental e econômica, contribuindo para sistemas integrados de reaproveitamento de recursos.

Assim, embora desafios persistam, o avanço contínuo em pesquisa, desenvolvimento tecnológico e integração de processos aponta para um futuro em que o tratamento de águas residuais baseado em microalgas pode se consolidar como uma alternativa sustentável, eficiente e plenamente aplicável em escala industrial.

6. Referências

- ACIÉN, F. G. et al. Wastewater treatment using microalgae: how realistic a contribution might it be to significant urban wastewater treatment? *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 100, p. 9013–9022, 2016.
- AIT-KADI, M. Water for development and development for water: realizing the sustainable development goals (SDGs) vision. *Aquatic Procedia*, v. 6, p. 106–110, 2016.
- AHMED, F.; HASAN, S.; RANA, M. S.; SHARMIN, N. A conceptual framework for zero waste management in Bangladesh. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 20, n. 2, p. 1887–1904, 2023.
- ALCAMO, J. Water quality and its interlinkages with the Sustainable Development Goals. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 36, p. 126–140, 2019.
- AL KETIFE, A. M. D. et al. A technoeconomic assessment of microalgal culture technology implementation for combined wastewater treatment and CO₂ mitigation in the Arabian Gulf. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 127, p. 90–102, 2019.
- ALCÁNTARA, C. et al. Evaluation of wastewater treatment in a novel anoxic–aerobic algal–bacterial photobioreactor with biomass recycling through carbon and nitrogen mass balances. *Bioresource Technology*, v. 191, p. 173–186, 2015.
- ANSA, E. D. O. et al. The role of algae in the removal of *Escherichia coli* in a tropical eutrophic lake. *Ecological Engineering*, v. 37, p. 317–324, 2011.
- ANSA, E. D. O.; LUBBERDING, H. J.; GIJZEN, H. J. The effect of algal biomass on the removal of faecal coliform from domestic wastewater. *Applied Water Science*, v. 2, p. 87–94, 2012.
- ARBIB, Z. et al. Optimization of pilot high-rate algal ponds for simultaneous nutrient removal and lipids production. *Science of the Total Environment*, v. 589, p. 66–72, 2017.
- ARUN, J. et al. Enrichment of bio-oil after hydrothermal liquefaction (HTL) of microalgae *Chlorella vulgaris* grown in wastewater: bio-char and post-HTL wastewater utilization studies. *Bioresource Technology*, v. 261, p. 182–187, 2018.
- ARUN, S. et al. Algae-based microbial fuel cells for wastewater treatment and recovery of value-added products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 132, 110041, 2020.
- AWUAH, E. Pathogen Removal Mechanisms in Macrophyte and Algal Waste Stabilization Ponds. Wageningen: Wageningen University, 2006.
- AWUAH, E. et al. Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte- and algal-based domestic wastewater treatment systems. *Water Science and Technology*, v. 44, p. 11–18, 2001.
- DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Immobilized microalgae for removing pollutants: review of practical aspects. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 1611–1627, 2010.
- BOELEEE, N. C. et al. The effect of harvesting on biomass production and nutrient removal in phototrophic biofilm reactors for effluent polishing. *Journal of Applied Phycology*, v. 26, p. 1439–1452, 2014.

- BOROWITZKA, M. A.; MOHEIMANI, N. R. *Algae for Biofuels and Energy*. Dordrecht: Springer, 2013.
- BOROWITZKA, M. A.; BEARDALL, J.; RAVEN, J. *The Physiology of Microalgae*. Cham: Springer International Publishing, 2016.
- BOSSHARD, F. et al. The respiratory chain is the cell's Achilles' heel during UVA inactivation in *Escherichia coli*. *Microbiology*, v. 156, p. 2006–2015, 2010.
- CAI, T.; PARK, S. Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 19, p. 360–369, 2013.
- CAI, W. et al. Algae granulation for nutrients uptake and algae harvesting during wastewater treatment. *Chemosphere*, v. 214, p. 55–59, 2019.
- CARVALHO, A. P.; MEIRELES, L. A.; MALCATA, F. X. Microalgal reactors: a review of enclosed system designs and performances. *Biotechnology Progress*, v. 22, p. 1490–1506, 2006.
- CHAWLA, P. et al. Selection of optimum combination via comprehensive comparison of multiple algal cultures for treatment of diverse wastewaters. *Environmental Technology & Innovation*, v. 18, 100758, 2020.
- CHEIRSILP, B.; TORPEE, S. Enhanced growth and lipid production of microalgae under mixotrophic culture condition: effect of light intensity, glucose concentration and fed-batch cultivation. *Bioresource Technology*, v. 110, p. 510–516, 2012.
- CHISTI, Y. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances*, v. 25, p. 294–306, 2007.
- CHIU, S. Y. et al. Cultivation of microalgal *Chlorella* for biomass and lipid production using wastewater as nutrient resource. *Bioresource Technology*, v. 184, p. 179–189, 2015.
- CHOI, H. Parametric study of brewery wastewater effluent treatment using *Chlorella vulgaris* microalgae. *Environmental Engineering Science*, v. 21, p. 401–408, 2016. (assumindo periódico; se for outro, posso ajustar)
- CHRISTENSON, L.; SIMS, R. Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels and bioproducts. *Biotechnology Advances*, v. 29, p. 686–702, 2011.
- CHRISTEN, B. E. et al. Industrial applications of microalgae: a survey of recent developments. *Journal of Applied Phycology*, v. 29, n. 5, p. 2141–2151, 2017.
- CHRISTENSON, L. B.; SIMS, R. C. Rotating algal biofilm reactor and spool harvester for wastewater treatment with biofuels by-products. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 109, p. 1674–1684, 2012.
- CHRISTOV, C. et al. Influence of temperature and methyl jasmonate on *Scenedesmus incrassulatus*. *Biologia Plantarum*, v. 44, p. 367–371, 2001.
- COHEN, Y. Biofiltration: the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material – a review. *Bioresource Technology*, v. 77, p. 257–274, 2001.
- CRAGGS, R. J. et al. Advanced pond system: performance with high-rate ponds of different depths and areas. *Water Science and Technology*, v. 48, p. 259–267, 2003.

- CUELLAR-BERMUDEZ, S. P. et al. Photosynthetic bioenergy utilizing CO₂: an approach on flue gases utilization for third-generation biofuels. *Journal of Cleaner Production*, v. 98, p. 53–65, 2015.
- DAVIS, R. et al. *Process Design and Economics for the Production of Algal Biomass*. National Renewable Energy Laboratory, 2016.
- EVANS, L. et al. Effect of organic carbon enrichment on the treatment efficiency of primary settled wastewater by *Chlorella vulgaris*. *Algal Research*, v. 24, p. 368–377, 2017.
- ELBEHIRY, F. et al. Environmental-friendly and cost-effective agricultural wastes for heavy metals and toxicants removal from wastewater, 2021.
- FAGERSTONE, K. D. et al. Quantitative measurement of direct nitrous oxide emissions from microalgae cultivation. *Environmental Science & Technology*, v. 45, p. 9449–9456, 2011.
- FALKOWSKI, P. G.; RAVEN, J. A. *Aquatic Photosynthesis*. 2. ed. Princeton: Princeton University Press, 2007.
- FIERRO, S.; SÁNCHEZ-SAAVEDRA, M.; COPALCÚA, C. Nitrate and phosphate removal by chitosan immobilized *Scenedesmus*. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 1274–1279, 2008.
- FILIPPINO, K. C.; MULHOLLAND, M. R.; BOTT, C. B. Phycoremediation strategies for rapid tertiary nutrient removal in a waste stream. *Algal Research*, v. 11, p. 125–133, 2015.
- GENTILI, F. G. Microalgal biomass and lipid production in mixed municipal, dairy, pulp and paper wastewater together with added flue gases. *Bioresource Technology*, v. 169, p. 27–32, 2014.
- GODOS, I.; ARBIB, Z.; LARA, E.; ROGALLA, F. Evaluation of high rate algae ponds for treatment of anaerobically digested wastewater: effect of CO₂ addition and modification of dilution rate. *Bioresource Technology*, v. 220, p. 253–261, 2016.
- GONÇALVES, A. L.; PIRES, J. C. M.; SIMÕES, M. A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, v. 24, p. 403–415, 2017.
- GONZALEZ, L. E.; BASHAN, Y. Increased growth of the microalga *Chlorella vulgaris* when coimmobilized and cocultured in alginate beads with the plant-growth-promoting bacterium *Azospirillum brasilense*. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 66, p. 1527–1531, 2000.
- GONZÁLEZ-CAMEJO, J. et al. Wastewater nutrient removal in a mixed microalgae–bacteria culture: effect of light and temperature on the microalgae–bacteria competition. *Environmental Technology*, v. 3330, p. 1–13, 2017.
- GOUVEIA, L.; BATISTA, F. S. Microalgae as a renewable source for energy production. *Journal of Applied Phycology*, v. 20, n. 4, p. 821–830, 2008.
- GOUVEIA, L. et al. Microalgae biomass production using wastewater: treatment and costs scale-up considerations. *Algal Research*, v. 16, p. 167–176, 2016.
- GRADY, L.; DAIGGER, G.; LOVE, N.; FILIPE, C. *Biological Wastewater Treatment*. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2011.
- GRANÉLI, E.; TURNER, J. *Ecology of Harmful Algae*. Berlin: Springer-Verlag, 2006.

- GRAY, N. F. *Biology of Wastewater Treatment*. 2. ed. London: Imperial College Press, 2004.
- GROSS, M.; WEN, Z. Yearlong evaluation of performance and durability of a pilot-scale Revolving Algal Biofilm (RAB) cultivation system. *Bioresource Technology*, v. 171, p. 50–58, 2014.
- GROVER, J. P. Resource competition and community structure in aquatic microorganisms: experimental studies of algae and bacteria along a gradient of organic carbon to inorganic phosphorus supply. *Journal of Plankton Research*, v. 22, p. 1591–1610, 2000.
- GUIEYSSE, B. et al. Nitrous oxide (N₂O) production in axenic *Chlorella vulgaris* microalgae cultures: evidence, putative pathways, and potential environmental impacts. *Biogeosciences*, v. 10, p. 6737–6746, 2013.
- GUPTA, P. L. et al. Enhanced biomass production through optimization of carbon source and utilization of wastewater as a nutrient source. *Journal of Environmental Management*, v. 184, p. 585–595, 2016.
- HOH, D.; WATSON, S. et al. Algal biofilm reactors for integrated wastewater treatment and biofuel production: a review. *Chemical Engineering Journal*, v. 287, p. 466–473, 2016.
- IRVING, T. E.; ALLEN, D. G. Species and material considerations in the formation and development of microalgal biofilms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 92, p. 283–294, 2011.
- JAYASWAL, K.; SAHU, V.; GURJAR, B. R. Water pollution, human health and remediation. In: *Water Remediation*. p. 11–27, 2018.
- JL, M. et al. Removal of nitrogen and phosphorus from piggery wastewater effluent using the green microalga *Scenedesmus obliquus*. *Journal of Environmental Engineering*, v. 139, p. 1198–1205, 2013.
- JIMÉNEZ-PÉREZ, M. et al. Growth and nutrient removal in free and immobilized planktonic green algae isolated from pig manure. *Enzyme and Microbial Technology*, v. 34, p. 392–398, 2004.
- JORQUERA, O. et al. Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 1406–1413, 2010.
- KADAM, K. Environmental implications of power generation via coal–microalgae cofiring. *Energy*, v. 27, p. 905–922, 2002.
- KAPDAN, I. K.; ASLAN, S. Application of the Stover–Kincannon kinetic model to nitrogen removal by *Chlorella vulgaris* in a continuously operated immobilized photobioreactor system. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, v. 83, p. 998–1005, 2008.
- KESAANO, M.; GARDNER, R. D. Characterization and performance of algal biofilms for wastewater treatment and industrial applications. *All Graduate Theses and Dissertations*, v. 4445, 2015. Disponível em: <https://digitalcommons.usu.edu/etd/4445>.

- KOHLHEB, N. et al. Assessing the life-cycle sustainability of algae- and bacteria-based wastewater treatment systems: high-rate algae pond and sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Management*, v. 264, 110459, 2020.
- KOTHARI, R. et al. Experimental study for growth potential of unicellular alga *Chlorella pyrenoidosa* on dairy wastewater: an integrated approach for treatment and biofuel production. *Bioresource Technology*, v. 116, p. 466–470, 2012.
- KUMAR, A. et al. Enhanced CO₂ fixation and biofuel production via microalgae: recent developments and future directions. *Trends in Biotechnology*, v. 28, p. 371–380, 2010.
- KUMAR, R. et al. Water scarcity and future challenges. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 11, p. 10449–10456, 2018.
- LEE, J. et al. In-depth characterization of wastewater bacterial community in response to algal growth using pyrosequencing. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, v. 23, p. 1472–1477, 2013a.
- LEE, J. et al. Microalgae-associated bacteria play a key role in the flocculation of *Chlorella vulgaris*. *Bioresource Technology*, v. 131, p. 195–201, 2013b.
- LEE, Y. et al. *Algae Biotechnology*. 1. ed. Switzerland: Springer International Publishing, 2016.
- LI, Y. et al. Characterization of a microalga *Chlorella* sp. well adapted to highly concentrated municipal wastewater for nutrient removal and biodiesel production. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 5138–5144, 2011a.
- LIU, J. et al. Wastewater treatment using filamentous algae: a review. *Bioresource Technology*, v. 298, 122556, 2020.
- MALLICK, N. Biotechnological potential of immobilized algae for wastewater N, P and metal removal: a review. *BioMetals*, v. 15, p. 377–390, 2002.
- MARTÍNEZ, M. et al. Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology*, v. 73, p. 263–272, 2000.
- MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 14, p. 217–232, 2010.
- MEHRABADI, A.; FARID, M. M.; CRAGGS, R. Potential of five different isolated colonial algal species for wastewater treatment and biomass energy production. *Algal Research*, v. 21, p. 1–8, 2017.
- MENESES, C. G. R. et al. Variations in BOD, algal biomass and organic matter biodegradation constants in a wind-mixed tropical facultative waste stabilization pond. *Water Science and Technology*, v. 51, p. 183–190, 2005.
- MENNAA, F. Z. et al. Urban wastewater photobiotreatment with microalgae in a continuously operated photobioreactor: growth, nutrient removal kinetics and biomass coagulation-flocculation. *Environmental Technology*, p. 1–14, 2017.

- METCALF, E.; EDDY, H. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4. ed. Columbus: McGraw-Hill Higher Education, 2003.
- MOLINA, E. et al. Tubular photobioreactor design for algal cultures. *Journal of Biotechnology*, v. 92, p. 113–131, 2001.
- MOLINUEVO-SALCES, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. C.; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C. Performance comparison of two photobioreactors configurations treating anaerobically degraded swine slurry. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 5144–5149, 2010.
- MORENO-GARRIDO, I. Microalgae immobilization: current techniques and uses. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 3949–3964, 2008.
- MUÑOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water Research*, v. 40, p. 2799–2815, 2006.
- OSWALD, W. J. My sixty years in applied algology. *Journal of Applied Phycology*, v. 15, p. 99–106, 2003.
- PANDEY, A. et al. *Biofuels from Algae*. 1. ed. London: Elsevier, 2013.
- PANDEY, S. et al. Wastewater treatment with technical intervention inclination towards smart cities. *Sustainability*, v. 14, n. 18, 11563, 2022.
- PARK, J. B. K.; CRAGGS, R. J.; SHILTON, A. N. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 35–42, 2011.
- PÉREZ-GARCIA, O.; BASHAN, Y.; PUENTE, M. E. Organic carbon supplementation of sterilized municipal wastewater is essential for heterotrophic growth and ammonium removal by *Chlorella vulgaris*. *Journal of Phycology*, v. 47, p. 190–199, 2011a.
- PIRES, J. C. M. et al. Wastewater treatment to enhance the economic viability of microalgae culture. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, p. 5096–5105, 2013.
- POSADAS, E. et al. Enclosed tubular and open algal–bacterial biofilm photobioreactors for carbon and nutrient removal from domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 67, p. 156–164, 2014.
- PULZ, O. Photobioreactors: production systems for phototrophic microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 57, p. 287–293, 2001.
- QIAO, X. J.; LIAO, K. H.; RANDRUP, T. B. Sustainable stormwater management: a qualitative case study of the Sponge Cities initiative in China. *Sustainable Cities and Society*, v. 53, 101963, 2020.
- QURESHI, N. et al. Biofilm reactors for industrial bioconversion process: employing potential of enhanced reaction rates. *Microbial Cell Factories*, v. 4, 24, 2005.
- RAWAT, I. et al. Dual role of microalgae: phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels. *Applied Energy*, v. 88, p. 3411–3424, 2011.
- RICHMOND, A. *Handbook of Microalgal Culture*. Oxford: Blackwell Publishing Ltd., 2003.
- ROSS, M. E. et al. Nitrogen uptake by the macro-algae *Cladophora coelothrix* and *Cladophora parriaudii*. *Algal Research*, v. 30, p. 1–10, 2018.

- RUBAN, A. V. Plants in light. *Communicative & Integrative Biology*, v. 2, p. 50–55, 2009.
- RUIZ, J. et al. Performance of a flat panel reactor in a continuous culture of microalgae in urban wastewater: prediction from a batch experiment. *Bioresource Technology*, v. 127, p. 456–463, 2013.
- RUIZ-MARTÍNEZ, A. et al. Effect of temperature on ammonium removal in *Scenedesmus* sp. *Bioresource Technology*, v. 191, p. 346–349, 2015.
- SCHUMACHER, G.; BLUME, T.; SEKOULOV, I. Bacteria reduction and nutrient removal in small wastewater treatment plants by an algal biofilm. *Water Science and Technology*, v. 47, p. 195–202, 2003.
- SERP, D. et al. Characterization of an encapsulation device for the production of monodisperse alginate beads for cell immobilization. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 70, p. 41–53, 2000.
- SFORZA, E. et al. Integration of *Chlorella protothecoides* production in wastewater treatment plant: from lab measurements to process design. *Algal Research*, v. 6, p. 223–233, 2014.
- SILVA, D. J. P. Resíduos na indústria de laticínios. *Série Sistema de Gestão Ambiental*. Universidade Federal de Viçosa. 2011.
- SINGH, R. P.; AGRAWAL, M. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste Management*, v. 28, p. 347–358, 2008.
- SINGH, S. P.; SINGH, P. Effect of temperature and light on the growth of algae species. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 50, p. 431–444, 2015.
- SINGH, B.; BAUDDH, K.; BUX, F. *Algae and Environmental Sustainability*. New Delhi: Springer India, 2015.
- SINGH, R. K.; PAVANKUMAR, R.; LAKSHMANAN, C. M. Microalgae as a potential tool for wastewater treatment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 14, n. 5, p. 8–?? [Incompleto — enviar páginas].
- SONG, Y.; HAHN, H. H.; HOFFMANN, E. Effects of solution conditions on the precipitation of phosphate for recovery. *Chemosphere*, v. 48, p. 1029–1034, 2002.
- SOUSA, C. F. E. *Oxygen Accumulation in Photobioreactors*. Wageningen: Wageningen University, 2013.
- STEINMANN, C. R.; WEINHART, S.; MELZER, A. A combined system of lagoon and constructed wetland for effective wastewater treatment. *Water Research*, v. 37, p. 2035–2042, 2003.
- STEPHENS, E. et al. Genetic engineering for microalgae strain improvement. In: MOHEIMANI, N. R. et al. *Biomass and Biofuels from Microalgae*. Cham: Springer, 2015.
- STEPHENSON, A. L. et al. Life-cycle assessment of potential algal biodiesel production: raceways vs. air-lift bioreactors. *Energy & Fuels*, v. 24, p. 4062–4077, 2010.
- STURM, B. S. M.; LAMER, S. L. An energy evaluation of coupling nutrient removal from wastewater with algal biomass production. *Applied Energy*, v. 88, p. 3499–3506, 2011.

- SU, Y.; MENNERICH, A. et al. Long-term effects of wall-attached microalgal biofilm on algae-based wastewater treatment. *Bioresource Technology*, v. 218, p. 1249–1252, 2016.
- SUBASHCHANDRABOSE, S. R. et al. Consortia of cyanobacteria/microalgae and bacteria: biotechnological potential. *Biotechnology Advances*, v. 29, p. 896–907, 2011.
- SUTHERLAND, D. L. et al. The effects of CO₂ addition on wastewater microalgal photophysiology. *Water Research*, v. 70, p. 9–26, 2015.
- SWEDISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Wastewater Treatment in Sweden. 2008. Disponível em: <https://www.naturvardsverket.se/...>
- TING, H. et al. Progress in microalgae cultivation photobioreactors and applications in wastewater treatment: a review. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, v. 10, p. 1–192, 2017.
- VILLAR-NAVARRO, E. et al. Removal of pharmaceuticals in urban wastewater using HRAP systems. *Water Research*, v. 139, p. 19–29, 2020.
- WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in wastewater stabilization ponds. *Water Research*, v. 96, p. 155–165, 2016.
- WANG, B.; LAN, C. Q. Biomass production and nutrient removal by *Neochloris oleoabundans* in simulated wastewater. *Bioresource Technology*, v. 102, p. 5639–5644, 2011.
- WANG, H. et al. The contamination and control of biological pollutants in mass cultivation of microalgae. *Bioresource Technology*, v. 128, p. 745–750, 2013.
- WANG, M. et al. Shortcut nitrogen removal using algal-bacterial consortia in a photo-SBR. *Water Research*, v. 87, p. 38–48, 2015.
- WHITTON, R. et al. Microalgae for municipal wastewater nutrient remediation: mechanisms, reactors and outlook. *Environmental Technology Reviews*, v. 4, p. 133–148, 2015.
- WILLIAMS, P. J. B.; LAURENS, L. M. L. Microalgae as biodiesel and biomass feedstocks. *Energy & Environmental Science*, v. 3, p. 554–590, 2010.
- XIN, L. et al. Effects of nitrogen and phosphorus concentrations on *Scenedesmus* sp. *Bioresource Technology*, v. 101, p. 5494–5500, 2010a.
- XIN, L. et al. Growth and nutrient removal properties of *Scenedesmus* sp. LX1 under different nitrogen sources. *Ecological Engineering*, v. 36, p. 379–381, 2010b.
- YANG, Z. et al. Algal biofilm-assisted microbial fuel cell for domestic wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 332, p. 277–285, 2018.
- YU, Z. et al. Inclined algal biofilm photobioreactor (IABPBR) for cost-effective cultivation of lipid-rich microalgae. *Bioresource Technology*, v. 315, 123761, 2020.