

Crescimento de microalgas em diferentes condições de tratamento terciário de efluente secundário

Microalgae growth in different tertiary treatment conditions of secondary effluent

Lais Colombo Silva¹, Adriano Evandir Marchello², Gabriela Santos Cardozo³, Gustavo Henrique Ribeiro da Silva⁴

1. Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências da Saúde - Centro Universitário Sagrado Coração – UNISAGRADO, Bauru, SP.

2. Docente do Centro de Ciências da Saúde, Centro Universitário Sagrado Coração – UNISAGRADO, Bauru, SP.

3. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Bauru, SP.

4. Docente do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Bauru, SP.

Autor para correspondência: driecologia@gmail.com

RESUMO

O uso da água é essencial para a vida e supre as necessidades básicas dos seres humanos, mas gera o esgoto. O descarte desse efluente sem tratamento prévio ou após tratamento ineficaz sobrecarrega o corpo receptor e leva a eutrofização, que desencadeia consequências como a morte de espécies aquáticas e o desequilíbrio no ecossistema. A fim de reduzir os impactos ambientais, o tratamento de esgoto eficaz na remoção de nutrientes é indispensável. Deste modo, estudos estão sendo realizados em busca de um tratamento terciário com microalgas, por possuírem capacidade de assimilar nutrientes como N e P. Inicialmente, o efluente secundário coletado na ETE de Tibiriçá foi transferido ao Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia da UNESP, em Bauru, onde a pesquisa foi desenvolvida. O experimento contou com 3 condições de cultivo (controle, aerado e borbulhado com CO₂) em trélicas. Analisando diariamente parâmetros como pH, temperatura, OD e clorofila *a*, foi confirmada, no dia final, a capacidade de remoção de N e P dos sistemas aerado e controle. A redução desses nutrientes determina que o tratamento terciário com microalgas é eficaz e promove melhor qualidade do corpo receptor, por não acarretar eutrofização e poluição secundária, reduzindo os impactos ambientais. A biomassa produzida possui valor biotecnológico, podendo ser convertido em biocombustíveis, biofertilizantes, fármacos e alimentação animal.

Palavras-chave: Aeração, Clorofila, Esgoto.

ABSTRACT

The use of water is essential to life and meets the basic needs of the human beings. It generates sewage, though. The disposal of this effluent, without a prior treatment or after an ineffective treatment, overloads the receiving body and leads to eutrophication, which triggers consequences such as the death of

aquatic species and an imbalance in the ecosystem. In order to reduce environmental impacts, an effective sewage treatment in nutrient removal is indispensable. Thus, studies are being carried out searching a tertiary treatment with microalgae for having the capacity to assimilate nutrients such as N and P. Initially, the secondary effluent collected in the WWTP of Tibiriçá was transferred to the Sanitation Laboratory of the Faculty of Engineering of UNESP, in Bauru, where the research was developed. The experiment had 3 cultivation conditions (control, aerated, and bubbled with CO₂) in triplicates. Analyzing daily parameters such as pH, temperature, OD, and chlorophyll a, the ability to remove N and P from the aerated and control systems was confirmed on the final day. The reduction of these nutrients determines that tertiary treatment with microalgae is effective and that it promotes a better quality of the receiving body, because it does not lead to eutrophication and secondary pollution, reducing environmental impacts. The biomass produced has biotechnological value and can be converted into biofuels, biofertilizers, pharmaceuticals, and animal feed.

Keywords: Aeration, Chlorophyll, Wastewater.

1. INTRODUÇÃO

O aumento da taxa populacional e industrial está produzindo grandes quantidades de esgoto, apresentando diversas barreiras para a sustentabilidade ambiental global quando não tratado corretamente antes da sua eliminação em um corpo receptor (Arbib, et al., 2014). Dentre os problemas, destacamos a poluição de rios e lagos decorrente do aumento de substâncias naturais e liberação de compostos xenobióticos (Abdel-Raouf; Al-Homaidan & Ibraheem; 2012), desencadeando a deterioração na qualidade da água e o desequilíbrio do ecossistema aquático (Arbib, et al., 2014).

Dessa forma, o efluente deve passar por uma intervenção voltada à remoção de impurezas físicas, químicas e biológicas a fim de reduzir os poluentes que auxiliam no crescimento de microrganismos, como bactérias e microalgas que desencadeiam a eutrofização (Martínez, et al., 2000). O tratamento de esgoto convencional possui quatro fases (Sperling, 2009). Inicialmente, ocorre a separação de sólidos grosseiros, seguida da fase primária ou física que remove sólidos suspensos (Gonçalves; Pires & Simões, 2017).

No tratamento secundário, há a oxidação biológica da matéria orgânica por microrganismos heterótrofos aeróbios que assimilam o gás oxigênio (O₂) e nutrientes minerais dissolvidos em meio líquido para funcionamento de seu metabolismo (Sperling, 2009). O descarte constante desse efluente secundário sem pós-tratamento acelera a eutrofização (Marchello, et al., 2015), expandindo populações de microalgas e microrganismos decompositores de matéria orgânica que utilizam O₂, acarretando problemas de superpopulações e elevação da taxa de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), provocando a morte da fauna aquática local (Abdel-Raouf; Al-Homaidan & Ibraheem, 2012).

Desta forma, é necessário um tratamento terciário eficaz para que os nutrientes e os níveis de poluição sejam reduzidos antes do despejo (Marchello, et al., 2015). Há mecanismos terciários utilizados, mas eles apresentam alta demanda de eletricidade e produzem lama residual tóxica que provoca poluição secundária (Gonçalves; Pires & Simões, 2017). A fim de sobressair as vantagens dos métodos convencionais, o tratamento com microalgas está sendo intensamente estudado (Gonçalves; Pires & Simões, 2017).

A princípio, microalgas são organismos unicelulares, eucarióticos e fotossintetizantes predominantemente aquáticos com alto desempenho na assimilação de substâncias para seu crescimento (Gonçalves; Pires & Simões, 2017). Para melhor desempenho no desenvolvimento e cultivo da biomassa microalgal, foi estabelecida a Razão de Redfield, relacionando crescimento e concentração externa de nutrientes (Larsdotter, 2006). A razão molar C:N:P é de 106:16:1, podendo variar de acordo com as espécies (Marchello, et al., 2015).

Devido a sua prevalência em água doce, a facilidade de cultivo e eficiência na remoção de substâncias, as espécies das famílias *Chlorella* e *Scenedesmus* são mais utilizadas na remediação do efluente (Whitton, et al., 2015). Outra vantagem é que diversas espécies possuem alta taxa de produção de biomassa com a habilidade de armazenar lipídeos, podendo ser utilizada para fabricação de biocombustíveis (Abou-Shanab, et al., 2012).

A disposição de elementos químicos para as interações entre os organismos presentes ocorre por uma estequiometria ecológica, em que microrganismos heterotróficos decompõem a matéria orgânica, liberando carbono (C), fosfatos e nitratos que são assimilados por microalgas para o seu crescimento metabólico através da fotossíntese (Marchello, et al., 2015). Além de liberar O₂, que é consumido pelas bactérias aeróbias, a fotossíntese acarreta variação de pH, ajudando a reduzir agentes patogênicos e nutrientes, como N (nitrogênio), P (fósforo) e Fe (ferro) (Marchello, et al., 2015). Contudo, a baixa relação entre a razão C/N/P no efluente pode limitar a eficiência na remoção de substâncias pelas microalgas, devido à deficiência de C e O (Posadas, et al., 2015).

Os fotobiorreatores sobressaem por possuir sistema fechado, facilitando a manipulação do meio (pH, temperatura, luz, CO₂, O₂), influenciando no metabolismo e na escolha das algas para a remediação (Whitton, et al., 2015). Assim sendo, a adição de CO₂ pode fomentar o crescimento da biomassa e reduzir o aumento do pH a fim de evitar que a curva exponencial de crescimento das microalgas chegue na fase estacionária e tenha uma redução significativa na assimilação de nutrientes (Posadas, et al., 2015). Outra vantagem é o aumento da disponibilidade de amônio (NH₄⁺) por manter o pH baixo, evitando sua volatilização, além de aumentar a produção lipídica (Mehrabadi; Farid & Craggs, 2016).

Há também a adição de ar comprimido que pode alterar positivamente o sistema de cultivo (Khoo, et al., 2016), auxiliando na oxigenação através do borbulhamento e permitindo maior contato entre substâncias e microrganismos.

Deste modo, parâmetros de cultivo como pH, luz, quantidade de nutrientes (Lam, et al., 2016), tempo de retenção de CO₂ e ar comprimido implicarão na investigação da limitação dos efeitos finais sob a biomassa produzida (Khoo, et al., 2016) a partir da comparação com um sistema controle. É de suma importância obter melhor desempenho na reabilitação do efluente e adquirir eficiência na produção de biomassa microalgal, despertando interesses biotecnológicos com foco no cultivo em alta escala (Marchello, 2015). Além de ser utilizada na produção de bioprodutos como fertilizantes, biocombustíveis, bioenergia, alimentação animal, farmacêuticos (Gonçalves; Pires & Simões, 2017), não acarreta poluição secundária do corpo receptor.

Considerando observações finais da adição de CO₂ e ar comprimido no fotobiorreator para tratamento de efluentes, o presente trabalho analisou os diferentes desempenhos de microalgas ao sofrerem adição de CO₂ e O₂ por borbulhamento, sempre comparando ao sistema controle em que não houve alterações do seu meio.

O objetivo deste artigo foi analisar a remoção de N e P por espécies de microalgas de efluentes de tratamento secundário com adição de ar comprimido e de CO₂, através da análise do crescimento das espécies por meio da adição de ar comprimido e injeção de CO₂, análise da composição final de clorofila e química final, TKN e fosfatos do efluente e comparando o desempenho final entre os meios de cultura controle, aerado e borbulhado com CO₂.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Coleta do efluente

O efluente de esgoto sanitário de alta carga foi coletado da Estação de Tratamento e Esgoto (ETE) do distrito de Tibiriçá, em Bauru (São Paulo). O tratamento do esgoto é realizado em reator compartimentado anaeróbio (RCA). As coletas foram realizadas no período da manhã, o efluente foi armazenado em galões impermeáveis à luz e encaminhado para o Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia, UNESP, Bauru, onde as primeiras medições das variáveis foram realizadas e os experimentos montados. A caracterização do esgoto sanitário em estudo está apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização do esgoto sanitário proveniente da ETE Tibiriçá.

Parâmetros	Efluente bruto
DBO (mg. L ⁻¹)	578
DQO (mg. L ⁻¹)	1037
NT (mg. L ⁻¹)	93
NH ₄ (mg.L ⁻¹)	75
P (mg. L ⁻¹)	9,5
pH	6,9
SST (mg. L ⁻¹)	401

3.2 Design experimental

Alíquotas de 1 litro de efluente foram adicionadas em frascos de 2 litros de capacidade, sendo determinadas três condições experimentais: controle (somente efluente), efluente aerado com ar natural (vazão de 1 L/min), e efluente borbulhado com CO₂ (vazão de 0,5 l/min). Todas as condições foram realizadas em sala de cultivo com fotoperíodo 12:12 horas, intensidade luminosa de 175 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e temperatura em torno de 24 °C. Todas as condições experimentais foram realizadas em triplicatas.

3.3 Parâmetros analisados

A determinação de pH foi realizada diariamente, utilizando um pHmetro. As concentrações de nutrientes, nitrogênio e fósforo, foram determinadas filtrando-se 30 mL das amostras, no início e no final de cada experimento, em membranas com diâmetro de poro de 0,45 μm , utilizando um sistema de filtração à vácuo. O filtrado, ou seja, os nutrientes dissolvidos, foi acondicionado em frascos, acidificados e armazenados em geladeira até o momento das análises, seguindo os protocolos da APHA (2005).

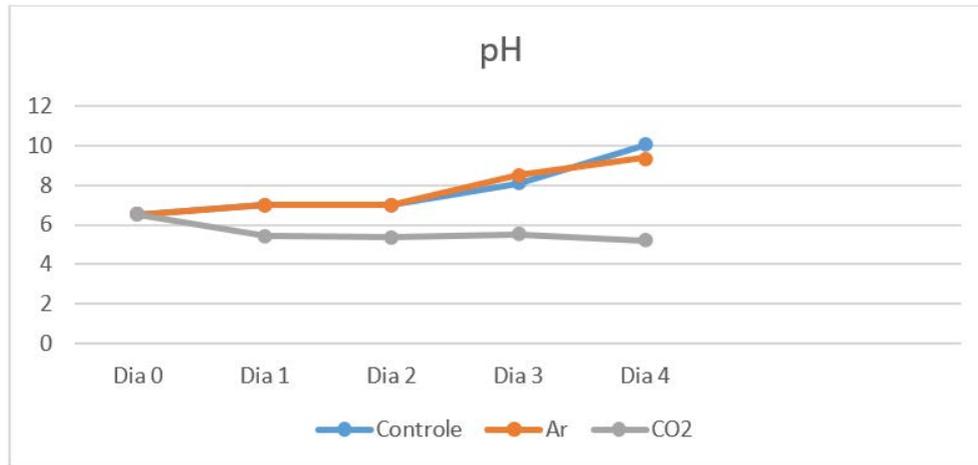
Também foi monitorada a concentração de gás oxigênio dissolvido (OD) e a temperatura nos meios de cultura com o auxílio de uma sonda multiparâmetro de campo previamente calibrada.

A extração de clorofila foi realizada filtrando-se, em dias alternados, 10 mL de cada frasco, em membrana G-F, com 0,70 μm de poro, em sala escura, e armazenado em freezer (-4 °C). A quantificação da concentração de clorofila será realizada dissolvendo cada membrana utilizada na filtração em 5 mL de acetona, acondicionada em geladeira por, no mínimo, 2 horas, centrifugada em 300 rpm por 20 minutos, e a leitura será realizada em espectrofotômetro nos comprimentos de onda de 664 μm , 665 μm e 750 μm . (APHA, 2005).

4. RESULTADOS

A Figura 1 mostra que o pH aumentou no controle e no tratamento borbulhado com ar comprimido, enquanto o borbulhado com CO₂ decresceu lentamente.

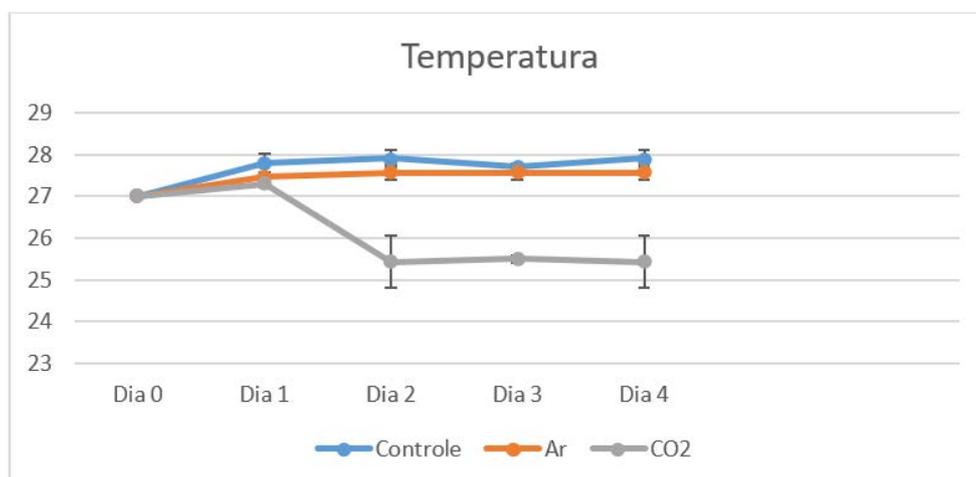
Figura 1 - Variação nos valores de pH ao longo do tempo nas condições controle, borbulhado com ar comprimido e borbulhado com CO₂. As barras de erros significam desvio padrão da média (n = 3).



Fonte: elaborado pela autora.

A temperatura nos fotobiorreatores variou conforme o tratamento (Figura 2). Houve queda no tratamento borbulhado com CO₂, que manteve, até o final, média em torno de 25,5 °C e um leve crescimento no aerado e controle até o segundo dia, o qual manteve até o final do experimento uma média em torno de 28 °C.

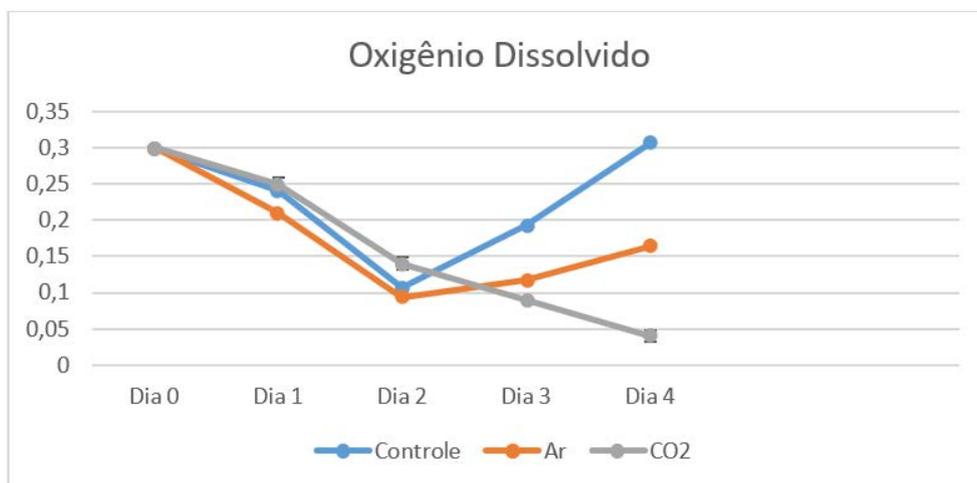
Figura 2 - Variação nos valores de temperatura interna dos fotobiorreatores ao longo do tempo nas condições controle, borbulhado com ar comprimido e borbulhado com CO₂. As barras de erros significam desvio padrão da média (n = 3).



Fonte: elaborado pela autora.

Como observado na Figura 3, a concentração de oxigênio dissolvido apresentou queda no tratamento borbulhado com CO₂ até o final do experimento; já no controle e tratamento borbulhado com ar comprimido, após dois dias de queda, houve aumento a partir do terceiro dia, sendo as maiores médias apresentadas pelo controle (0,3 mg/L).

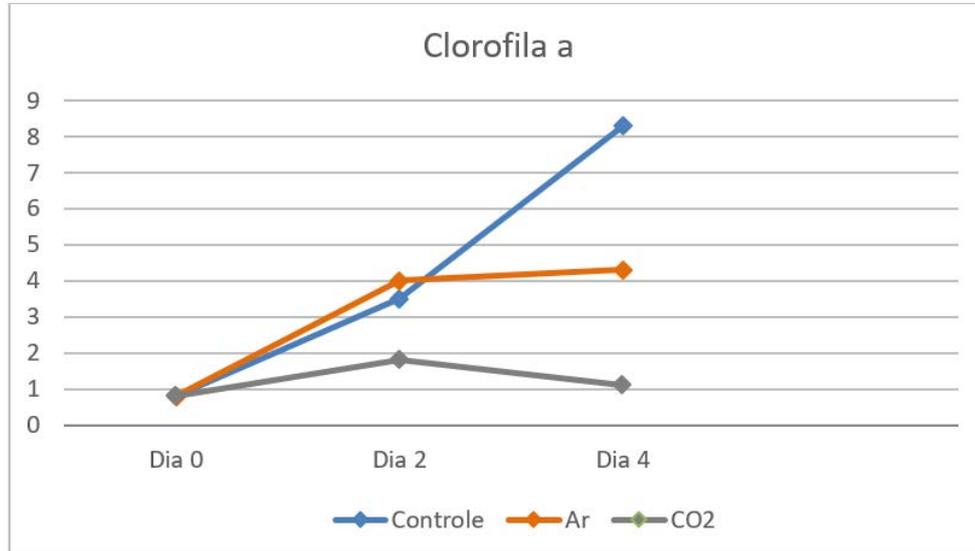
Figura 3 - Variação nos valores da concentração de oxigênio dissolvido nos fotobiorreatores, em mg/L, ao longo do tempo nas condições controle, borbulhado com ar comprimido e borbulhado com CO₂. As barras de erros significam desvio padrão da média (n = 3).



Fonte: elaborado pela autora.

A Figura 4 mostra o aumento exponencial da clorofila *a* no sistema controle, diferente da condição borbulhada com ar comprimido que apresentou aumento similar ao controle até o segundo dia e, posteriormente, houve a fase estacionária. Já o sistema borbulhado com CO₂ apresentou aumento abaixo das demais condições, decaindo após seu segundo dia.

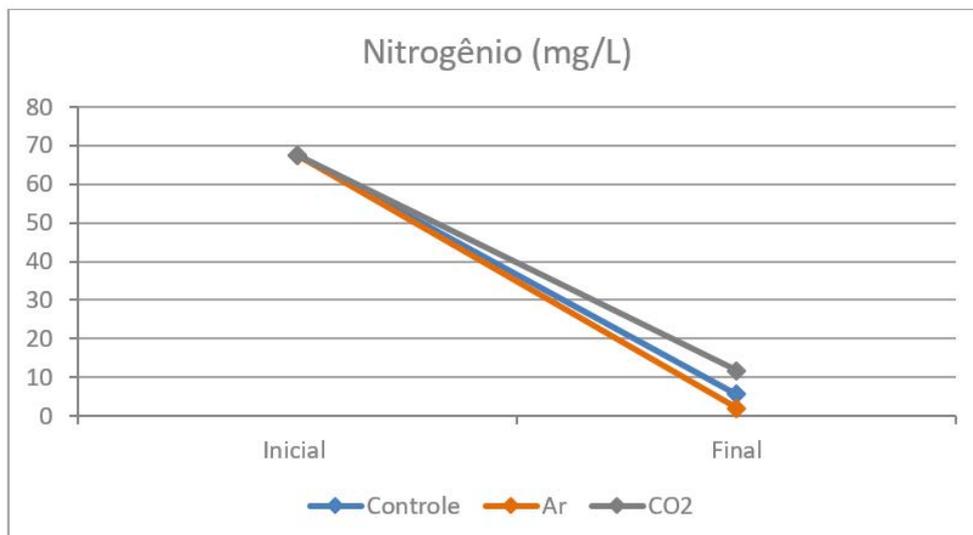
Figura 4 - Variação nos valores da concentração de clorofila *a* nos fotobiorreatores ao longo do tempo nas condições controle, borbulhado com ar comprimido e borbulhado com CO₂. As barras de erros significam desvio padrão da média (n = 3).



Fonte: elaborado pela autora.

Houve pouca variação na remoção de nitrogênio entre os sistemas (Figura 5). O aerado obteve maior êxito chegando a 2 mg/L, seguido do controle com 5,62 mg/L. Já o sistema que recebeu CO₂ teve seu resultado final acima de 10 mg/L.

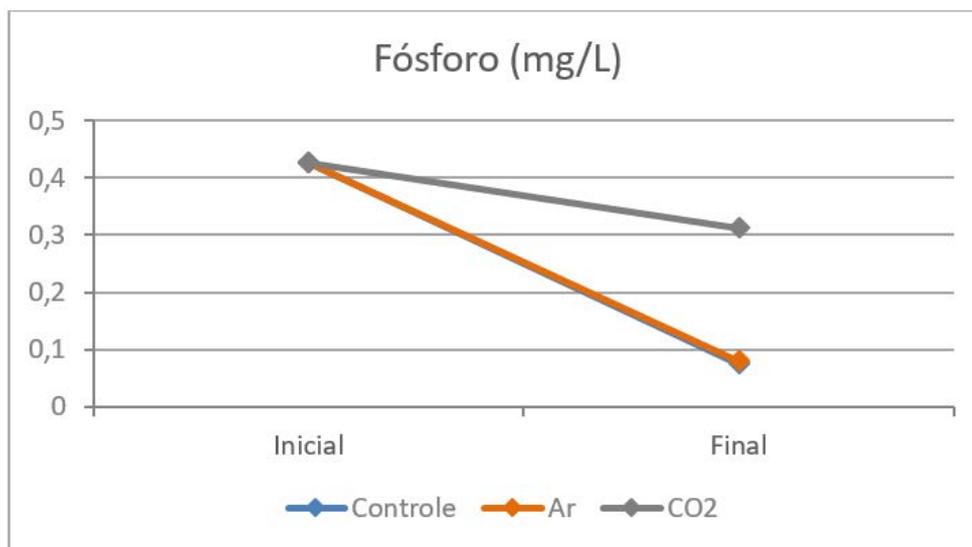
Figura 5 - Variação nos valores da concentração de nitrogênio mg/L nos fotobiorreatores ao longo do tempo nas condições controle, borbulhado com ar comprimido e borbulhado com CO₂. As barras de erros significam desvio padrão da média (n = 3).



Fonte: elaborado pela autora.

A Figura 6 mostra que o sistema controle e aerado apresentaram entre eles diferença mínima na remoção de fósforo, caindo exponencialmente com resultado final próximo de zero. Já no sistema com CO₂ houve o declínio apresentando no final menor potencial na remoção do nutriente, com valor final acima dos demais sistemas.

Figura 6 - Variação nos valores da concentração de fósforo mg/L nos fotobiorreatores ao longo do tempo nas condições controle, borbulhado com ar comprimido e borbulhado com CO₂. As barras de erros significam desvio padrão da média (n = 3).



Fonte: elaborado pela autora.

5. DISCUSSÃO

O pH adequado para cultivar microalgas varia entre 9 e 10, podendo ser observado nos sistemas aerado e controle, respectivamente. Segundo Lam et.al. (2016), o pH ideal localiza-se entre neutro e alcalino. O pH do meio pode ser atribuído pela fotossíntese, em que, de acordo com Marchello et.al. (2013) e Miyawaki et. al (2020), as microalgas fixam gás carbônico (CO₂) diminuindo a concentração de ácido carbônico (H₂CO₃) e aumentando o consumo de íons H⁺ do efluente, sendo os responsáveis pela manutenção do pH.

Já o sistema com adição de CO₂ apresentou queda em seu pH estabilizando em 4,5 após o dia 1. A injeção controlada de CO₂ é importante para a manutenção do pH (Miyawaki, et. al., 2020), mas, de acordo com Meharabadi, Farid & Craggs (2017), o CO₂ quando adicionado em maior quantidade forma H₂CO₃ e moléculas livres de CO₂, que acidificam o ambiente, interferindo em atividades metabólicas e no desempenho das microalgas.

A temperatura do controle e aerado se manteve entre 27 °C e 28 °C devido à presença de atividades metabólicas dos microrganismos. Segundo Barsanti & Gualtieri (2006), a energia ab-

sorvida pelas microalgas através da luz é utilizada para realizar diversos trabalhos metabólicos como a fotossíntese, e parte da conversão dessa energia também é dissipada em forma de calor, aumentando a temperatura do ambiente. Esteves (2011) concluiu que como há maior atividade fotossintética, há maior decomposição da matéria orgânica pelas bactérias que também possuem influência no aumento da temperatura. Em contraste, o sistema que sofreu adição de CO_2 tornou o meio ácido reduzindo as atividades dos microrganismos.

A queda de oxigênio dissolvido (OD) do controle para 0,11 no dia 2, seguida de alta até o dia 4 (0,31) e finalizando acima da taxa do dia 0 seguiu a típica curva de depleção do OD proposto por Davis & Masten (2016). Segundo Abel-Raouf, Al-Homaidan & Ibrahim (2012) e Davis & Masten (2016), o OD diminui no início devido à oxidação da matéria orgânica por microrganismos que aumentam a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), mas é rapidamente suprida pela reposição de oxigênio da fotossíntese microalgal, elevando a taxa de OD. Já os valores do aerado inferiores ao controle é devido à perda de O_2 através do borbulhamento. Por sua vez, o sistema com injeção de CO_2 teve queda exponencial de OD desde o início, consequência da redução de atividades metabólicas pela acidez.

Os valores elevados da clorofila *a* no controle devem-se ao melhor aproveitamento da absorvância de luz, caracterizando a coloração verde escuro. De acordo com Miyawaki et. al. (2020), as microalgas crescem melhor nos espectros azul e vermelho devido à presença de pigmentos que captam a luz como a clorofila *a*. Esse é o único responsável pela transferência de energia para processos metabólicos de fixação de carbono (Davis & Masten; 2016) que intensificam as atividades metabólicas.

O aerado teve valores de clorofila *a* inferiores ao controle devido à interferência da turbulência da água que prejudicou a captação de luz, confirmado, pela coloração verde fluorescente. Leite & Daniel (2020) discutiram que a soma de alguns fatores físicos como alto pH (9 a 10) e borbulhamento promovem a rápida volatilização da amônia (NH_3) livre, reduzindo de maneira significativa os valores de N, tornando limitante e interferindo no metabolismo microalgal como a produção de clorofila *a*. Já o sistema com injeção de CO_2 marcou queda após o dia 2 devido a fatores abióticos como pH, temperatura e captação de luz, em que o baixo pH afeta enzimas que catalisam o CO_2 no ciclo de Calvin e acidificam os cloroplastos, interferindo na fotossíntese e crescimento das microalgas (Meharabadi; Farid & Craggs; 2017) caracterizando coloração cinza turvo.

A concentração de N apresentou queda no aerado e controle devido à somatória de fatores como: nitrificação, consumo de amônio (NH_4^+) por microalgas e volatilização do nitrato (NO_3^-) (Marchello et al., 2013) e amônia (NH_3) (Whitton, et.al., 2015) em $\text{pH} > 9$ (Acién, et al., 2016). Segundo Barsanti & Gualtieri (2006), o complexo processo de nitrificação é atribuído a bactérias que degradam a matéria orgânica liberando que posteriormente é oxidada em NO_3^- .

Rachel Whitton et.al., (2015) afirmam que NH_4^+ e NO_3^- são preferíveis por microalgas, sendo o assimilado quando há o esgotamento quase completo de NH_4^+ . No meio extracelular, a redução de NH_4^+ para NH_3 (em $\text{pH} > 7$) remove o N indiretamente através da volatilização de . O sistema com adição de CO_2 apresentou remoção de N inferiores ao controle e aerado devido ao baixo pH que interfere na enzima concentradora de carbono em microalgas (Meharabadi; Farid & Craggs; 2017), interferindo na fotossíntese.

Os baixos valores de P no aerado e controle confirmam a eficácia na assimilação do nutriente. Segundo Davis & Masten (2016) os fosfatos importantes para microalgas são hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}) e fosfato (PO_4^{3-}), provenientes de compostos orgânicos. De acordo com Rachel Whitton et.al., (2015), os fosfatos são assimilados através de transporte pela membrana com gasto de energia, portanto é necessária uma fonte de N para sintetizar a energia utilizada.

O $\text{pH} > 8$ favorece a precipitação do fator limitante P com íons metálicos (Ca, Mg e Fe), facilitando a assimilação, como discutido em Meharabadi, Farid & Craggs (2017), Whitton et.al. (2015), Leite & Daniel (2020) e Ación et al., (2016). Em ambientes com excesso de fosfato, as microalgas armazenam o nutriente como grânulo de polifosfato insolúvel em ácido, para quando o P tornar limitante no meio (Whitton, et.al., 2015). Já o sistema com adição de CO_2 apresentou baixo índice de remoção de P devido ao baixo pH que dificulta a precipitação de P para microalgas assimilarem.

6. CONCLUSÃO

Os parâmetros analisados ao longo do experimento como pH, temperatura, OD, clorofila *a*, N e P mostraram menor capacidade na remoção de nutrientes no sistema borbulhado com CO_2 devido à acidificação do meio que interferiu na taxa fotossintética e, conseqüentemente, na oxidação da matéria orgânica pelas bactérias. Por outro lado, os sistemas controle e aerado apresentaram remoção significativa de N e P, determinando que o tratamento terciário realizado com microalgas é eficaz e promove melhor qualidade do corpo receptor por não acarretar eutrofização ou poluição secundária, reduzindo os impactos ambientais.

REFERÊNCIAS

ABDEL-RAOULF, N.; AL-HOMAIDAN, A.A.; IBRAHEEM, I.B.M. Microalgae and wastewater treatment. *Saudi Journal of Biological Sciences*. v. 19, p. 257-275, 2012.

ABOU-SHANAB, R; *et.al.* Microalgal species growing on piggery wastewater as a valuable candidate for nutrient removal and biodiesel production. *Journal Environmental Management*. v. 115, p. 257-264, 2012.

ACIÉN, G. F., *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.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association. 2005.

ARBIB, Z.; *et al.* Capability of different microalgae species for phytoremediation precess: Wasterwater tertiary treatment, CO₂ bio-fixation and low-cost biofuels production. *Water Research*. v. 49, p. 465-474, 2014.

BARSANTI, L.; GUALTIERI, P. *Algae. Anatomy, biochemistry, and biotechnology*. p. 104-213, 2006.

DAVIS, M. L.; MASTEN, S. J. *Princípios de engenharia ambiental*. 3. ed. p. 111-116, 197-210, 390-407, 2016.

ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de limnologia*. 3. ed., p. 36-95, 2011.

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.

KHOO, C. G.; *et al.* Pilot-scale semi-continuous cultivation of microalgae *Chlorella vulgaris* in bubble column photobioreactor (BC-PBR): Hydrodynamics and gas-liquid mass transfer study. *Algal Research*. v. 15, p. 65-76, 2016.

LAM, M. K.; *et al.* Cultivation of *Chlorella vulgaris* using nutrients source from domestic wastewater for biodiesel production: Growth condition and kinetic studies. *Renewable energy*. v. 103, p. 197-207, 2016.

LARSDOTTER, K. Wastewater treatment with microalgae – a literature review. v. 62, p. 31-38, 2006.

LEITE, L. de S.; DANIEL, L. A. Produção de microalgas acopladas ao tratamento de esgoto: panorama e desafios. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*. v.11, n.1, p.184-200, 2020.

MARCHELLO, A. E. Cultivo de microalgas e redução de coliformes em efluente de tratamento anaeróbico. Dissertação (Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais), Universidade Federal de São Carlos, 2013.

MARCHELLO, A. E. Microalgae population dynamics in photobioreactors with secondary sewage efluente as culture medium. *Brazilian Journal of Microbiology*. v. 46, p. 75-84. 2015.

MEHARABADI, A; FARID, M. M; CRAGGS, R. Effect of CO₂ addition on biomass energy yield in wastewater treatment high rate algal mesocosms. *Algal Research*. v. 22, p. 93–103, 2017.

MIYAWAKI, B.; *et al.*; Tratamento de emissões poluentes por microalgas em fotobiorreatores. *UEGA*. ed. 1., 2020.

MARTÍNEZ, M.E.; *et al.* Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource Technology*. ed. 3, v. 73, p. 263-272, 2000.

POSADAS, E.; *et al.* Influence of pH and CO₂ source on the performance of microalgaebased secondary domestic wastewater treatment in outdoors pilot raceways. *Chemical Engineering Journal*. v. 265, p. 239-248, 2015.

SPERLING, M.V. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Princípios básicos do tratamento de esgotos*. v.2, p.11-15, 2009.

WHITTON, R.; *et al.* Microalgae for municipal wastewater nutrient remediation: mechanisms, reactors and outlook for tertiary treatment. *Environmental Technology Reviews*. ed. 1, v. 4, p. 133-148, 2015.