



Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbge>



Influência de florações de macrófitas flutuantes na estrutura da comunidade fitoplanctônica de uma lagoa de polimento tratando esgoto doméstico

Jucélia Tavares Ferreira¹, Elizabeth Amaral Pastich², Mario Takayuki Kato³, Lourdinha Florencio⁴

¹Universidade Federal de Pernambuco, E-mail: ferreira.juceliat@gmail.com ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7332-0855>

²Universidade Federal de Pernambuco, E-mail: elizabeth.goncalve@ufpe.br ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5697-9607>

³Universidade Federal de Pernambuco, e-mail: mario.kato@ufpe.br ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8733-5660>

⁴Universidade Federal de Pernambuco, e-mail: flor@ufpe.br ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2186-7493>

Artigo recebido em 13/08/2024 e aceito em 12/03/2025

RESUMO

As lagoas de estabilização representam uma tecnologia essencial para o tratamento de efluentes em países tropicais, aproveitando as condições climáticas favoráveis, como elevadas temperaturas e incidências solares. Esses fatores favorecem processos biológicos, incluindo a fotossíntese realizada por microalgas, que auxilia na oxigenação do meio, e a degradação aeróbia da matéria orgânica por bactérias. O estudo teve como objetivo caracterizar a dinâmica da comunidade fitoplânctonica em uma lagoa de polimento que trata efluente doméstico, em escala nictimeral e mensal. Para tanto, foram realizadas seis campanhas de coleta, com amostras afluente e efluente da lagoa, além de uma coleta de coluna em um ponto central no interior da lagoa. As coletas foram realizadas em intervalos de duas em duas horas, totalizando 36 amostras por campanha. Para avaliação físico-química da água foram avaliados os parâmetros: oxigênio dissolvido, pH, temperatura, fósforo, nitrogênio e Demanda Química de Oxigênio (DQO). A identificação das espécies taxonômicas foi realizada por meio de microscopia óptica. O fitoplâncton foi constituído pelas divisões: Cyanophyta, Chlorophyta e Bacillariophyta. O grupo formado pelas cianobactérias apresentou riqueza mais elevada e foi dominante em todo período de estudo. A riqueza de táxons variou ao longo do estudo, sobretudo quando macrófitas aquáticas do gênero *Lemna* cobriram a superfície da lagoa e alteraram consideravelmente as condições físico-químicas no interior da lagoa. Mesmo com essas alterações, a comunidade fitoplânctonica foi dominada por cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas, o que pode representar um problema de saúde pública a depender das condições do corpo receptor.

Palavras-chave: Lagoas de estabilização, Cianobactéria, Chlorophyta, *Lemna* sp.

Influence of floating macrophyte blooms on the phytoplankton community structure of a polishing pond treating domestic sewage

ABSTRACT

Stabilization ponds represent an essential technology for wastewater treatment in tropical countries, leveraging favorable climatic conditions such as high temperatures and solar incidence. These factors enhance biological processes, including photosynthesis by microalgae, responsible by oxygenation, and aerobic degradation of organic matter by bacteria. The study aimed to characterize the dynamics of the phytoplankton community in a polishing pond treating domestic effluent on a diel and monthly scale. To achieve this, six sampling campaigns were conducted, including samples from the influent and effluent of the pond, as well as a column sample from a central point within the pond. Collections were carried out every two hours, totaling 36 samples per campaign. For the physicochemical evaluation of the water, parameters such as dissolved oxygen, pH, temperature, phosphorus, nitrogen, and Chemical Oxygen Demand (COD) were analyzed. Taxonomic species identification was performed using optical microscopy. The phytoplankton community was composed of the divisions Cyanophyta, Chlorophyta, and Bacillariophyta. The group formed by cyanobacteria showed the highest richness and dominated throughout the study period. Taxon richness varied over time, particularly when aquatic macrophytes of the genus *Lemna* covered the pond's surface, significantly altering the physicochemical conditions within the pond. Despite these changes, the phytoplankton community was dominated by cyanobacteria potentially capable of producing toxins, which could pose a public health risk depending on the conditions of the receiving water body.

Keywords: Stabilization ponds, Cyanobacteria, Chlorophyta, *Lemna* sp.

Introdução

As lagoas de estabilização (LE) são sistemas de tratamento biológicos de efluentes conhecidos pelo baixo custo de implantação e manutenção, o que leva à sua ampla utilização no mundo, sobretudo em regiões com disponibilidade de área e baixo custo de aquisição de terreno (Fujioka et al., 2020). A comunidade fitoplantônica desempenha um papel fundamental em LE uma vez que ao realizar a fotossíntese promovem a oxigenação do meio possibilitando a degradação da matéria orgânica pelas bactérias aeróbias. Além disso, consomem dióxido de carbono o que promove aumento de pH e possibilita a volatilização da amônia e precipitação do fósforo (Coggins et al., 2020; Sarkar Paria et al., 2019;).

Desta forma, mudanças nas condições climáticas e nos parâmetros físico-químicos da água alteram a diversidade das algas e por este motivo, as espécies podem servir como bioindicadoras das condições ambientais. A dominância de determinadas divisões fitoplantônicas pode ser associada à concentração de matéria orgânica, de nutrientes ou a temperatura, valor de pH e etc (Sarker et al., 2023).

Outra questão envolvendo a comunidade fitoplantônica é a possibilidade de dominância de espécies de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas, o que pode ser um risco potencial à saúde pública quando o efluente tratado é lançado em um manancial. Isto reforça a necessidade de monitoramento da comunidade fitoplantônica. Alguns trabalhos têm reportado dominância de cianobactérias em LE (Aquino et al., 2010; Florentino et al., 2019; Letshwenyo et al., 2020; Pastich et al., 2016).

À medida que os limites de lançamento de efluentes tratados tornam-se mais restritivos, as LE's muitas vezes não conseguem cumprir com o enquadramento legal necessário. Por ser um sistema natural, depende intimamente das condições climáticas apresentando baixa eficiência de remoção no inverno e pouca possibilidade de controle operacional (Mahapatra et al., 2022).

Neste sentido, torna-se importante o aprofundamento sobre as diversas relações ecológicas que ocorrem nesses ambientes para tornar possível a otimização do tratamento, a lógica da otimização é buscar-se para uma menor área de implantação a maior eficiência possível (Cavalcante et al., 2017), ou ainda, avaliar a possibilidade de adição de novas unidades ou adaptações nas lagoas já existentes (Mahapatra et al., 2022).

Uma tecnologia que pode ser útil na adaptação das LE's já instaladas para melhorar a remoção de nutrientes é torná-las Lagoa de Lemnas. As Lemnas possuem elevada capacidade de absorver nutrientes, além disso, sua rede de raízes pode servir como material suporte para o crescimento de um biofilme capaz de degradar a matéria orgânica presente em efluentes. A biomassa residual de macrófitas pode servir como de ração animal, após a colheita (Zhao et al., 2022).

As Lemnas são um gênero de macrófitas aquáticas flutuantes que ocorrem naturalmente em ambientes eutrofizados, e não diferente disto, também são registradas em LE, aonde chegam a cobrir toda a área superficial, bloqueando a penetração de luz na coluna de água e alterando as condições ambientais na coluna de água (Ennabili et al., 2019; Lawniczak-Malińska & Achtenberg, 2018; Zhao et al., 2022). Nos estudos de Zhao et al. (2022) utilizando duas lagoas em escala piloto, a cobertura total de Lemnas apresentou as seguintes eficiências na remoção de nutrientes: 34,33% para fósforo total (PT), 45,47% para nitrogênio total (NT) e 60,26% para amônia (AMO).

O alcance da iluminação na coluna d'água é efetivamente diminuído pela cobertura de Lemnas em Lagoas de estabilização. Esta constatação vem sendo relatada ao longo do tempo como nos estudos de Hammouda et al. (1995) na ETE na cidade de Beni-Suef, Egito, em que a pouca luminosidade reduziu a densidade de microalgas (85,9 e 90,3%). Corroborando com os autores supracitados, Wallace et al., (2015), em Ontário, Canadá, observaram um crescimento significativo de Lemnas no verão, o que comprometeu o crescimento de microalgas e consequentemente, reduziu a concentração de oxigênio dissolvido (OD) ao longo da coluna de água.

Ainda são poucos os estudos que investigam as lagoas de estabilização sob o ponto de vista ecológico, identificando a presença de macrófitas flutuantes e correlacionando suas florações com o desempenho de LE ao longo do tempo. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo caracterizar a dinâmica da comunidade fitoplantônica, em escala nictimeral ao longo da coluna de água, em uma lagoa de polimento, além de investigar a presença de Lemnas e sua influência ecológica nesses ecossistemas, como também seu potencial para melhorar parâmetros em sistemas de lagoas de polimento.

Material e métodos

A lagoa de estabilização estudada está localizada no município de Rio Formoso-PE,

microrregião denominada Mata Meridional Pernambucana, está situada a 08°39'50" de latitude sul e 35°09'32" de longitude oeste, distando 92 km da sua capital, Recife. O sistema de tratamento de esgoto do município de Rio Formoso é composto por: tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia), três reatores do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), leitos de secagem, uma lagoa de polimento e um conjunto de quatro filtros de pedra.

A lagoa de polimento possui 170 m de comprimento, 110 m de largura, um tempo de detenção hidráulico de 8 dias, um volume de 28 m³ e uma profundidade de 1,5 m. Para o conhecimento da dinâmica fitoplanctônica da lagoa de polimento foram realizadas seis campanhas: campanha 1 (mês

de agosto); campanha 2 (mês de setembro); campanha 3 (mês de outubro); campanha 4 (mês de novembro); campanha 5 (mês de dezembro); campanha 6 (mês de janeiro).

Conforme demonstrado no desenho esquemático da Figura 1, foram avaliados 5 pontos de coleta: P1 – Entrada da lagoa (Saída do reator UASB); P2 - Amostra à 10 cm da superfície d'água; P3 - Amostra à 30 cm da superfície d'água; P4 - Amostra à 60 cm da superfície d'água; P5 - Amostra à 90 cm da superfície d'água e P6 - Efluente da lagoa de polimento. A fim de avaliar as modificações horárias da coluna de água, foram realizadas coletas nos seguintes horários: 9 h, 11 h, 13 h, 15 h e 17 h.

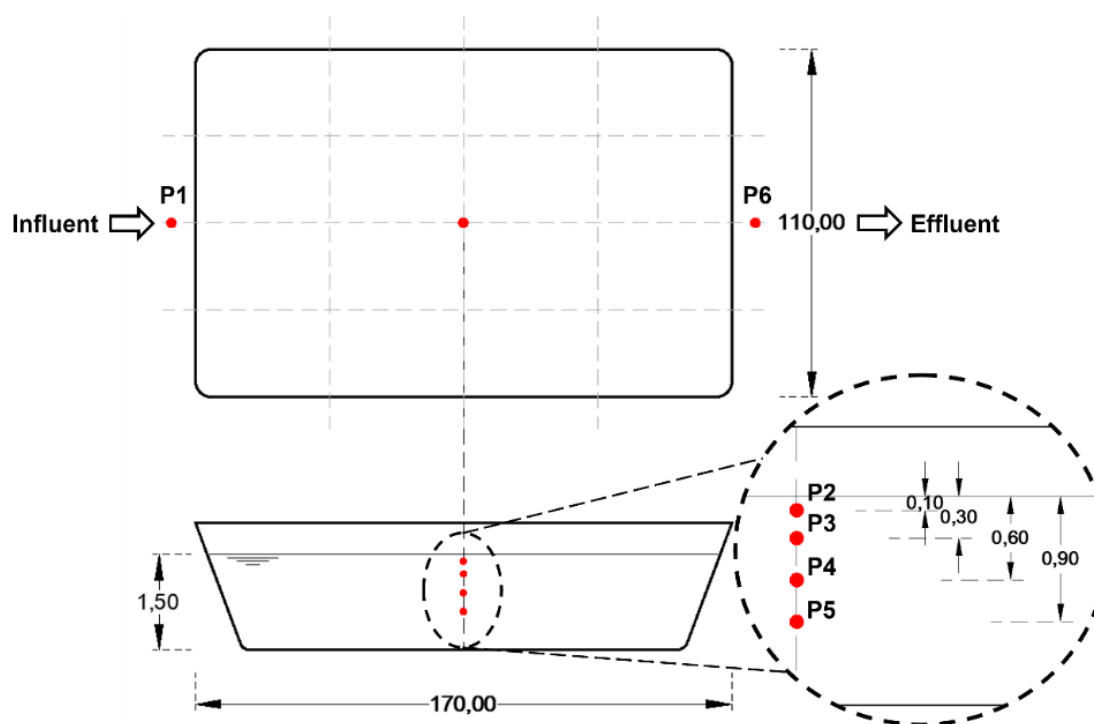


Figura 1. Desenho esquemático da localização dos pontos de coleta localizados na lagoa de polimento da ETE - Rio Formoso. Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Para a coleta ao longo da coluna de água foi utilizada uma garrafa coletora do tipo Van Dorn. As amostras destinadas à identificação do fitoplâncton foram fixadas com lugol acético 4% (APHA, 2012). Para avaliação físico-química das condições ambientais, os seguintes parâmetros foram avaliados: OD, pH, Temperatura, PT, AMO, NT e DQO, seguindo as metodologias preconizadas em APHA (2023).

A identificação das espécies taxonômicas foi realizada por meio de microscopia óptica comum, com lâminas e microscópio (marca Leica-DME) com aumento de 40x e 100x. Já para a quantificação, foram utilizadas câmaras utermohl

com 2 mL de volume e aumento de 40x em microscópio invertido (marca Zeiss), método descrito por Elder (1979).

Resultados e discussão

Desempenho da Lagoa de Polimento

A Tabela 1 apresenta as eficiências médias de remoção observadas da lagoa de polimento. Para a estimativa da eficiência de remoção de matéria orgânica foi utilizada a DQO bruta afluente e DQO efluente filtrada objetivando desconsiderar a matéria orgânica representada pela biomassa algal, como recomendado na legislação brasileira

(BRASIL, 2011). A eficiência média estimada foi de 57%, estando próximo aos valores encontrados por Dias et al. (2018) que encontraram um valor

médio de 56% para lagoas de maturação e Gopolang e Letshwenyo (2018) de 46% para lagoas facultativas.

Tabela 1. Concentrações médias e eficiências de remoção da lagoa de polimento.

	DQO (mg.L ⁻¹)			N-NTK (mg.L ⁻¹)			Amônia (mg.L ⁻¹)			P-total (mg.L ⁻¹)		
	AFL	EFL	E (%)	AFL	EFL	E (%)	AFL	EFL	E (%)	AFL	EFL	E (%)
Média	115,6	48,8	57,0	35,2	19,2	44,5	31,6	13,7	56,6	2,8	2,5	7,1
Desvio-padrão	10,3	15,6	16,2	3,6	3,9	13,5	1,6	2,3	8,0	1,4	1,1	1,5

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

O efluente final do sistema apresentou variações de DQO, entre 23 e 89 mg. L⁻¹, valores abaixo do observado por Albuquerque et al. (2021), que encontrou uma média de 206 mg. L⁻¹ para DQO. Em relação ao atendimento à legislação brasileira vigente (BRASIL, 2011), embora essa só preveja padrão para DBO (máximo de DBO de 120 mg.L⁻¹) e não para DQO, o valor de DBO facilmente seria atendido na ETE Rio Formoso visto que o efluente final apresentou concentração de DQO muito abaixo do permitido para DBO.

Em relação ao nitrogênio total (NTK), foi observada remoção média de 44,5%. Esse valor esteve bem próximo aos valores médios observados em sistemas de lagoas no Brasil, de 44 %. A concentração média do efluente foi 19,2 g.L⁻¹, estando abaixo da média de 24 mg.L⁻¹, observada por Albuquerque et al. (2021).

Para análise da remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) em lagoas é importante considerar os valores de pH aferidos no interior da mesma, visto que os valores elevados podem favorecer a volatilização da amônia ou ser uma medida indireta do consumo de amônia pelas algas. Para que haja a volatilização da amônia, a massa líquida necessita atingir níveis de pH elevados (pH de $\pm 9,5$), quando este patamar é atingido, estima-se que mais de 50% do íon amônio (NH₄⁺) tenda a se converter ao gás amônia (NH₃), que é volátil e se desprende da massa líquida. Quando a amônia é removida por assimilação, os valores elevados de pH podem ser interpretados, segundo como indicadores indiretos do crescimento algal e, consequentemente, a necessidade das algas de

assimilarem amônia como fonte de nitrogênio disponível (Li et al., 2022).

Na lagoa de polimento estudada, conforme será apresentado posteriormente na Figura 5, o valor de pH 9 não foi atingido em nenhum momento durante o monitoramento, nem entre as campanhas, nem entre os horários e profundidades estudadas. Inclusive, nas campanhas 1, 2 e 6 o pH esteve abaixo de 8, o que não é esperado para uma lagoa de polimento. Ainda assim, foi observada remoção de amônia de 56,6 %, que pode ser explicada por outras vias de remoção como: a assimilação pela biomassa algal, assimilação por macrófitas aquáticas que também estiveram presentes, e ainda, processos biológicos de nitrificação e desnitrificação.

Para que haja remoção de fósforo em uma lagoa de estabilização, também são necessários valores elevados de pH para possibilitar a precipitação do fósforo. A remoção de fósforo observada foi baixa (média de 7,1%) uma vez que os valores de pH também foram baixos.

Avaliação dos Parâmetros Físico-Químicos na Coluna de Água

A Figura 2 apresenta o padrão de estratificação térmica na coluna de água nas diferentes campanhas. De forma geral, a temperatura variou de 24 a 30 °C, os meses mais frios foram observados na campanha 1 e 6. Nestas campanhas, foi observada uma maior homogeneização da coluna de água, ao passo que nas demais campanhas, foram observadas estratificações térmicas mais definidas.

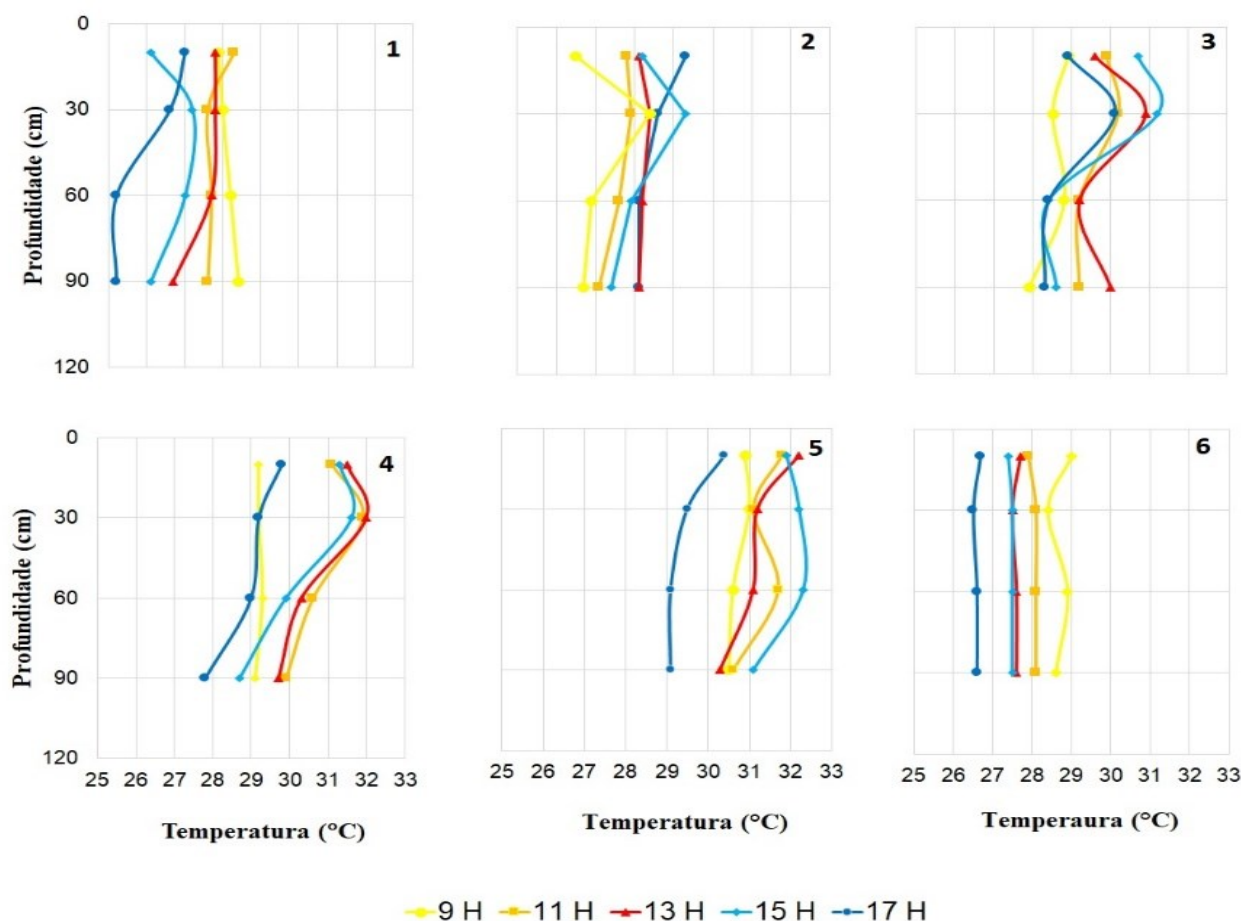


Figura 2. Temperatura (°C) nas 6 campanhas de coleta, nos pontos P2 (10 cm), P3 (30 cm), P4 (60 cm) e P5 (90 cm), em diferentes horários. Sendo: 1= agosto, 2= setembro; 3= outubro; 4= novembro; 5=dezembro; 6=janeiro. Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Ao longo dos meses do ano, as condições climáticas exercem influência direta no funcionamento das lagoas de estabilização.

Pearl et al. (2012) observaram a dinâmica de estratificação de três lagoas de estabilização durante um período de 596 dias e destacaram 3 tipos de comportamento: modelo de mistura completa sem estratificação, estratificação durante o dia e mistura completa à noite e estratificação contínua durante todo o dia.

Entre as consequências da estratificação, a principal é a redução do volume útil da lagoa, pois a lagoa fica dividida em uma camada superficial mais ativa e menos densa e outra camada mais profunda, mais densa e menos ativa (Dahl et al., 2021).

Passos et al. (2019) estudaram o padrão de estratificação térmica em lagoas de maturação rasas e chegaram à conclusão que a temperatura do ar foi mais correlacionada com o padrão de mistura do que a velocidade do vento. Quando a temperatura do ar foi maior, o gradiente térmico também foi maior, ao passo que, em temperaturas do ar menores, a coluna de água esteve misturada,

o que corroborou com o presente estudo. Ainda sobre a Figura 2, foi possível observar que nas campanhas 3, 4 e 5 a lagoa ficou estratificada durante o dia, já com o pôr do sol (17 h), ela tendeu a ficar homogênea, com exceção das campanhas 1 e 6, momento em que a lagoa não estratificou em nenhum momento do dia e que também foram os meses mais frios.

Nas primeiras horas do dia a temperatura na superfície da água vai ficando mais elevada. Neste cenário, ocorre como consequência, uma estratificação química da lagoa. Até a profundidade onde os raios solares conseguem penetrar na coluna d'água, o processo fotossintético pelas microalgas se intensifica e tem o oxigênio como subproduto (Pastich et al., 2016a).

Desta forma, a lagoa fica com uma camada aeróbia superficial e outra camada sem oxigênio dissolvido no fundo. Ao final da tarde, a diminuição de temperatura do ar esfria a camada superficial e desfaz a estratificação (Passos et al., 2019). Todo o oxigênio produzido durante o dia é consumido por organismos heterotróficos à noite e assim, as lagoas tornam-se anóxicas (Pastich et al.,

2016a). O que também foi observado no presente estudo.

A Figura 3 apresenta a variação de concentração de oxigênio dissolvido ao longo da coluna de água, nas diferentes campanhas e horas do dia. As campanhas 3, 4 e 5, foram àquelas em que a lagoa esteve estratificada em relação ao OD e nos horários 11, 13 e 15 h, momentos de temperaturas mais elevadas do dia e maior incidência de luz na lagoa. Os valores mais

elevados de OD foram observados nos períodos com temperaturas mais elevadas (campanhas 3, 4 e 5, apresentadas na Figura 2). O aumento da temperatura acelera o metabolismo dos micro-organismos. O metabolismo acelerado faz com que a biomassa algal realize a fotossíntese numa taxa mais elevada, fazendo com que a massa líquida fique mais oxigenada (Barroso Júnior et al., 2022; Stadtlander et al., 2019; Strzałek et al., 2019).

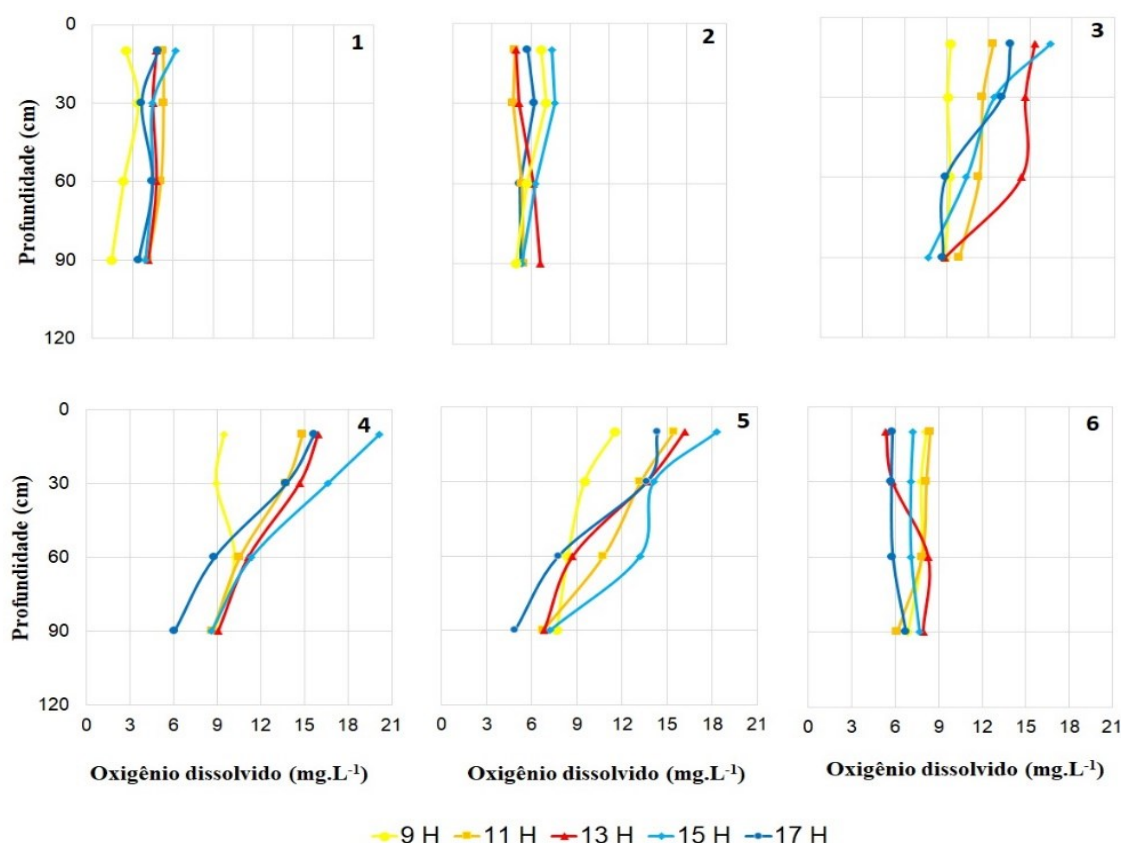


Figura 3. Valores de oxigênio dissolvido nos pontos P2 (10 cm), P3 (30 cm), P4 (60 cm) e P5 (90 cm) nos diferentes horários. Sendo: 1= agosto, 2= setembro; 3= outubro; 4= novembro; 5=dezembro; 6=janeiro. Fonte: elaborada pelos autores (2019).

A concentração de oxigênio dissolvido esteve fortemente relacionada com a floração de macrófitas flutuantes do gênero *Lemna* na área superficial da lagoa. As campanhas com menores concentrações foram aquelas em que a superfície da lagoa estava coberta pelas macrófitas, o que corroborou com os trabalhos de Dahl et al. (2021) e Barroso Júnior et al. (2022). Uma vez que as macrófitas impedem a penetração dos raios solares, reduzindo as taxas de fotossíntese pelas microalgas. A Figura 4 apresenta o registro fotográfico da lagoa de estabilização estudada, onde pode ser observado que as macrófitas

tomaram toda a superfície da lagoa nas campanhas 1, 2 e 6. A concentração de OD diminui em lagoas com cobertura de lemnas, devido o impedimento da reaeração atmosférica (Ceschin et al. 2019; Ma et al., 2023). Adicionalmente, Zhao et al. (2022) afirmam que essa cobertura reduz significativamente a área exposta à luz solar, o que impede a penetração de luz na coluna d'água, reduzindo o processo fotossintético e a reposição de parte do oxigênio consumido aerobiamente, tornando a massa líquida anóxica.



Figura 4. Registro fotográfico das macrófitas flutuantes ao longo do monitoramento. Sendo: 1= agosto, 2= setembro; 3= outubro; 4= novembro; 5=dezembro; 6=janeiro. Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A Figura 5 apresenta os valores de pH, que variaram de 7,3 a 8,6, estando na faixa considerada ideal para o desenvolvimento de microalgas, pH entre 6,5 e 9,3 (Silveira et al., 2021). Os valores de

pH observados na Figura 5 foram menores (abaixo de 8) nas campanhas 1, 2 e 6, onde a lagoa estava mais fria e coberta por macrófitas.

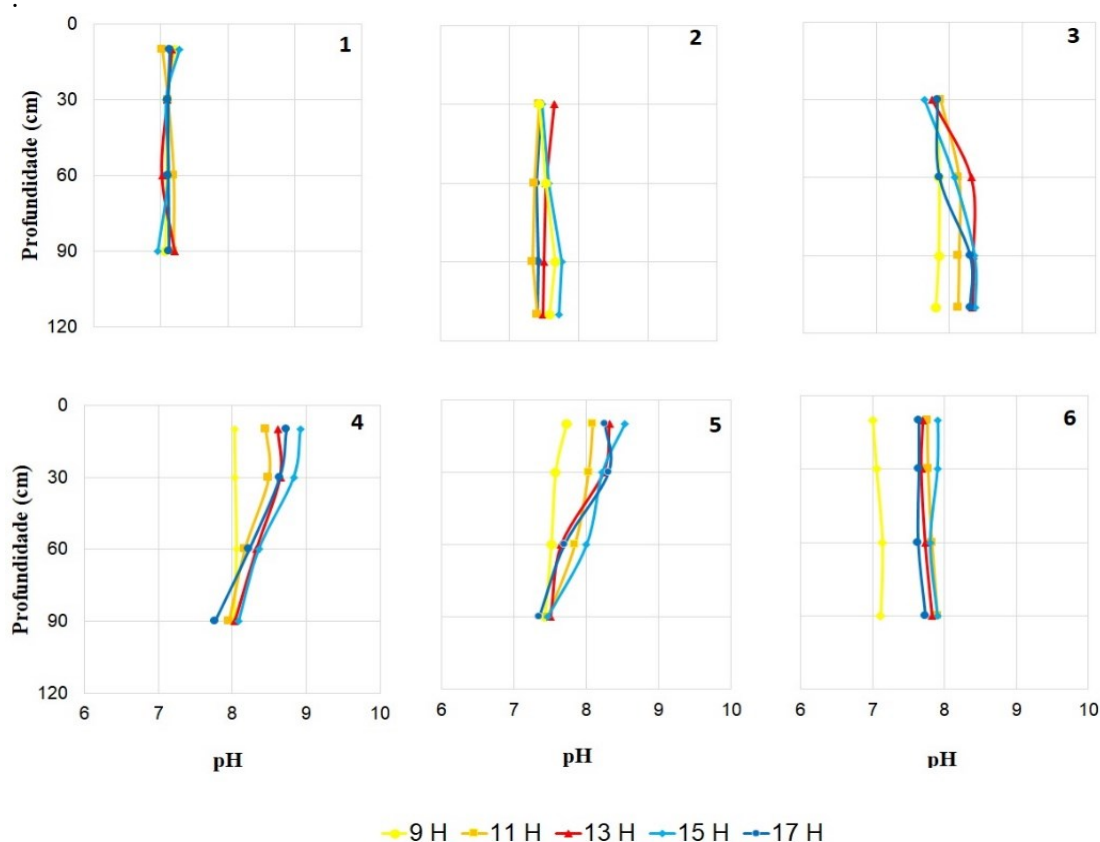


Figura 5. Valores de pH nos pontos P2 (10 cm), P3 (30 cm), P4 (60 cm) e P5 (90 cm) nos diferentes horários. Sendo: 1= agosto, 2= setembro; 3= outubro; 4= novembro; 5=dezembro; 6=janeiro. Fonte: elaborada pelos autores (2019).

As mudanças no valor do pH em lagoas são, em geral, uma consequência do consumo de CO₂ pelas microalgas durante a realização da fotossíntese nas horas de maior intensidade de radiação solar. Já durante a noite, ocorre um aumento de CO₂ e, conseqüentemente, uma diminuição do pH por causa da respiração das bactérias (Silveira et al., 2021). Como o aumento da temperatura acelera o metabolismo microbiano, era esperado que nos meses mais frios ocorresse um consumo menor de ácido carbônico pelo fitoplâncton e desta forma o pH seria mais baixo, o que de fato foi observado.

Análise do Fitoplâncton na Coluna de Água

A comunidade fitoplanctônica esteve representada ao longo do estudo campanhas 1, 2, 3, 4, 5 e 6, por um total de 175, 156, 174, 153, 141, 126 táxons respectivamente, distribuídos entre as divisões Cyanophyta (54%), Chlorophyta (45%) e Bacillariophyta (1%). No presente estudo os seguintes táxons foram identificados: *Planktothrix agardhii*, *Phormidium* sp., *Merismopedia tenuissima*, *Pseudonabaena catenata*, *Microcystis* sp., *Closteriopsis acicularis*, *Desmodesmus* sp.1, *Desmodesmus* sp.2, *Monoraphidium arcuatum*, *Monoraphidium circinale*, *Monoraphidium contortum* e *Nitzschia* sp.. Todos eles já encontrados em lagoas de estabilização (Aquino et al., 2011; Furtado et al., 2009; Kotut et al., 2010).

As maiores densidades de fitoplâncton e, conseqüentemente da divisão Cyanophyta, ocorreram nas campanhas 3, 4 e 5, campanhas em que as macrófitas do gênero *Lemna* não cobriram toda a superfície da lagoa, o que possibilitou a penetração de luz solar nas camadas mais profundas da coluna de água.

As macrófitas flutuantes já vêm sendo amplamente utilizadas para a restauração ecológica de lagos eutróficos, devido à sua capacidade de absorção de nutrientes, em especial o nitrogênio e o fósforo. Além disso, conseguem impactar o fitoplâncton, reduzindo a sua abundância e biomassa. Um dos principais desafios para utilização das macrófitas é o manejo da biomassa, uma vez que o supercrescimento dos espécimes pode provocar sobreposição dos indivíduos e senescência, contribuindo para o retorno de nutrientes à massa líquida e aumento da DBO. Neste sentido, o que tem sido amplamente utilizado é o uso de materiais flutuantes em geral de PVC que consigam reter as macrófitas e facilitar a sua retirada, a técnica é chamada de “ilhas flutuantes” (Li et al., 2021).

A prerrogativa é utilizá-las posteriormente para manejo em pastagens e adubo (Dinh et al., 2020). Essa técnica pode auxiliar adicionalmente a remoção de nitrogênio e fósforo que, em geral, é baixa nessas unidades de tratamento e são chamadas de “floating wetland”. No presente estudo, nas campanhas em que foi registrada a cobertura de macrófitas em toda a superfície da lagoa, ocorreu um aumento de 26,4% na remoção de nitrogênio total e 7,4% na remoção de nitrogênio amoniacal.

Segundo Ratsey (2016), *floating wetlands* foram instaladas em muitos WSP's na Nova Zelândia durante a última década. O desempenho destas zonas húmidas flutuantes tem sido variável, com algumas a proporcionar melhorias significativas na qualidade dos efluentes, mas outras a não resultarem nas melhorias desejadas. Nos sistemas com desempenho positivo os seguintes resultados de aumento de eficiência quando uma lagoa de estabilização é adaptada para se configurar como “floating wetland”: 73% de SST e 88% de nitrogênio amoniacal (no inverno, condição que normalmente reduz a eficiência de lagoas).

Em sistemas de lagoa a remoção da matéria orgânica pelas lentilha-d'água e algas vem sendo observados em estudos ao longo do tempo, com os de Zimmo et al. (2000) na Universidade de Birzeit, onde investigaram a comparação de tratamento de águas residuárias em tanques que contém lentilha-d'água e algas e observaram as diferentes condições ambientais na transformação do nitrogênio. O trabalho demonstrou a remoção de nitrogênio total na lagoa com Lentilha de 42 a 62%, enquanto os que continham algas foram removidos de 48 a 58%. Para a remoção de fósforo nonas duas lagoas foram observados remoção de 74 e 80%, respectivamente.

Zimmo et al. (2005) ao analisar a carga orgânica de um sistema baseado em lagoa de estabilização, foi encontrada maior remoção de concentrações de DBO no sistema com lentilha-d'água do que no sistema composto por algas, como também, para a remoção de fósforo, foi alcançada maior eficiência no sistema de lentilha-d'água.

No trabalho realizado por Wallace et al. (2015) na estação de tratamento águas residuárias na cidade de Ontário, Canadá, foi feita a avaliação da distribuição das algas e espécies de macrófitas. Durante o estudo foi possível observar um crescimento da lentilha-d'água durante o verão, que pode limitar o crescimento das algas e

consequentemente, reduz a concentração de OD ao longo da coluna de água. Os grupos taxonômicos que foram identificados durante todo o estudo foram: Chlorophyta e Embriófitas Estreptófitas.

Atualmente, a remoção de matéria orgânica em sistemas que envolvem as lentilha-d'água observa-se que o crescimento das Lemnas representa habilidade de absorção de nitrogênio e fósforo (Chen et al., 2022; Liu et al., 2017; Li, et al., 2020).

A caracterização da comunidade fitoplanctônica combinado com o crescimento de Lemnas tem alta eficiência, mas também mostra a aplicabilidade no tratamento de esgoto, como uma

alternativa de baixo custo e que pode reduzir a concentração de nutrientes.

A divisão Cyanophyta foi dominante durante todo período do estudo devido a sua capacidade adaptativa às variações no ambiente. Como as cianobactérias possuem um metabolismo bastante versátil, elas podem ocupar diferentes nichos ecológicos (Pastich et al. 2016).

Por conta disto, não foi observado um padrão de variação ao longo da coluna d'água nos diferentes horários, porém é possível observar menores densidades entre 30 e 60 cm da superfície (Figura 6).

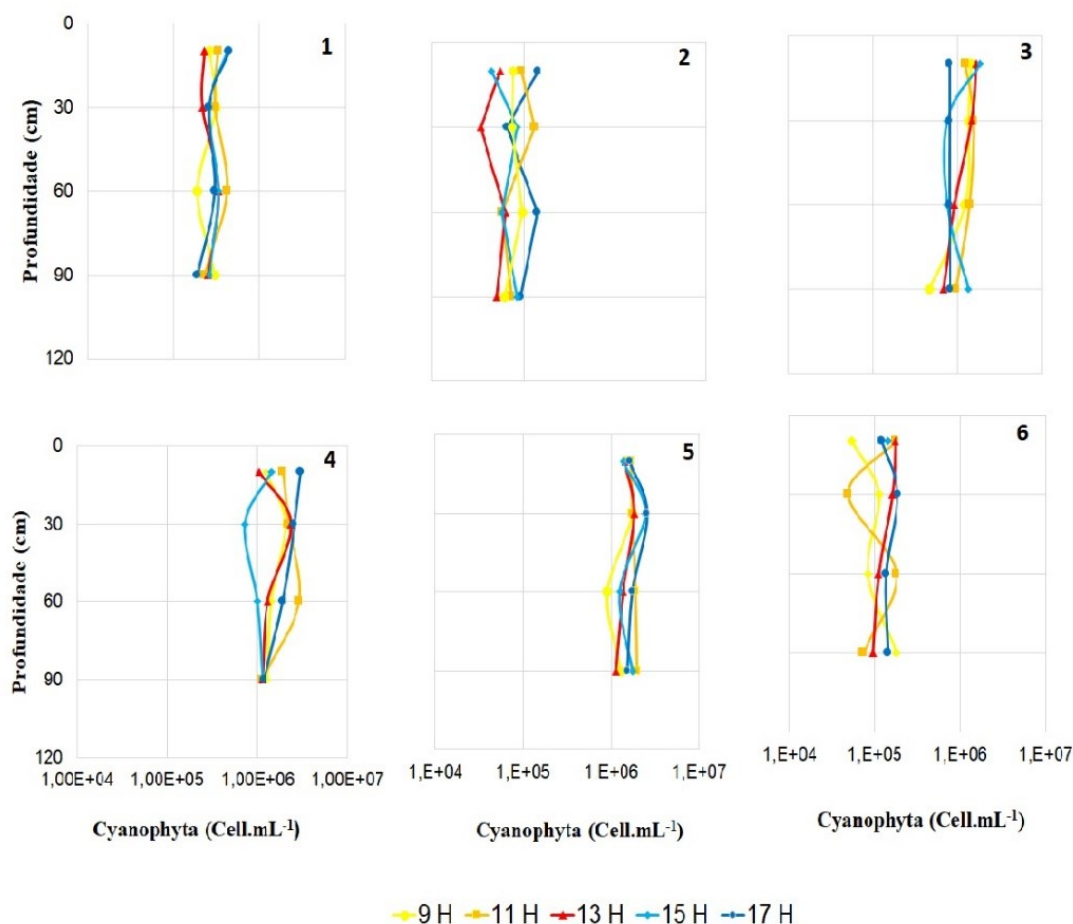


Figura 6. Densidade das Cyanophyta (Cell.mL) nos pontos P2 (10 cm), P3 (30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm). Sendo: 1= agosto, 2= setembro; 3= outubro; 4= novembro; 5=dezembro; 6=janeiro. Fonte: elaborada pelos autores (2019).

A dominância das cianobactérias já foi registrada em lagoas de estabilização tratando esgoto doméstico (Aquino et al., 2010; Huang & Zimba 2020;). Essa dominância pode ocasionar problemas de saúde pública no corpo receptor, já que alguns táxons são potencialmente tóxicos (Huisman et al., 2018; Lusty & Gobler 2023; Saladyga et al., 2023).

No presente estudo, a divisão esteve representada por cinco espécies: *Microcystis* sp., *Pseudonabaena catenata*, *Merismopedia tenuissima*, *Phormidium* sp., *Planktotrix agardhii*. Mereceu destaque as espécies *Planktotrix agardhii* e *Microsistis* sp., que permaneceram frequentes ou muito frequentes durante todas as seis campanhas. Sendo assim, devido ao alto

potencial tóxico e pertencente à categoria de muito frequente, apresentaram tendência à coexistência (Kucala et al., 2021).

Planktothrix é um gênero que geralmente apresenta células cilíndricas, tricomas solitários e ligeiramente curvos, possuem vesículas de gás que facilitam sua flutuabilidade na água. Esse gênero é comumente encontrado como dominante, pois são adaptáveis ecofisiologicamente o que ajuda a sua sobreposição em face de outros gêneros (Kurmayer et al., 2016).

Microcystis é classificado como sendo do grupo planctônico, colonial com formação de florações em corpos d'água e são indicadoras de poluição orgânica podendo se reproduzir fortemente lagoas de estabilização e ser dominantes (Acuna-Alonso et al., 2020). São em sua maioria espécies produtoras de hepatoxinas (Kucala et al., 2021).

Assim como as Cyanophyta, as Chlorophyta são microorganismos bastante adaptáveis às variações ambientais e têm sua densidade atribuída a disponibilidade de nutrientes que favorece seu crescimento e permanência em lagoas de polimento (Ahmadi et al., 2005; D'Alessandro et al., 2020; Kong et al., 2021; Soldatelli et al., 2010). Em lagoas de polimento os grupos das Chlorophyta e Cyanophyta destacam-se por se adaptarem em condições de elevados níveis de matéria orgânica no ambiente com destaque para algumas espécies como *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp., *Merismopedia* sp. e *Planktothrix* sp. (Kong et al., 2021).

A abundância relativa de Cyanophyta e Chlorophyta pode ser relacionada com os nutrientes disponíveis ao fitoplâncton, para uma taxa de $N-NH_3: P-PO_4^{3-}$ menor que 10, as Cyanophyta são predominantes (com abundância relativa superior a 50%) enquanto que as Chlorophyta são abundantes (abundância relativa superior a 50%) a uma taxa de $N-NH_3: P-PO_4^{3-}$ maior que 10 (Pastich et al., 2016).

As Chlorophyta estiveram representadas por seis táxon (*Monoraphidium contortum*, *Monoraphidium circinale*, *Monoraphidium arcuatum*, *Desmodesmus* sp.2, *Desmodesmus* sp.1, *Closteriopsis arcicularis*). Vale destacar quatro espécies: *Monoraphidium circinale*, *Monoraphidium arcuatum*, *Closteriopsis arcicularis* e *Desmodesmus* sp.1, que foram muito frequentes (MF) em todas as campanhas. Das seis espécies, a que apresentou maior frequência foi a *Closteriopsis arcicularis*, que se manteve constante em todas as amostras analisadas.

Pela análise da Figura 7 pode-se observar que a densidade do grupo das Chlorophyta nas campanhas 3, 4 e 6 foram maiores. O mesmo padrão de dominância foi observado em outras lagoas de polimento (Ahmadi et al., 2005; D'Alessandro et al., 2020; Soldatelli et al., 2010). O padrão de estratificação entre as alturas e os horários observados para as Chlorophyta foi semelhante ao ocorrido com as Cyanophyta, sem um padrão de comportamento, o que é atribuído às adaptações dos grupos para sobreviverem com variações ambientais como as vistas.

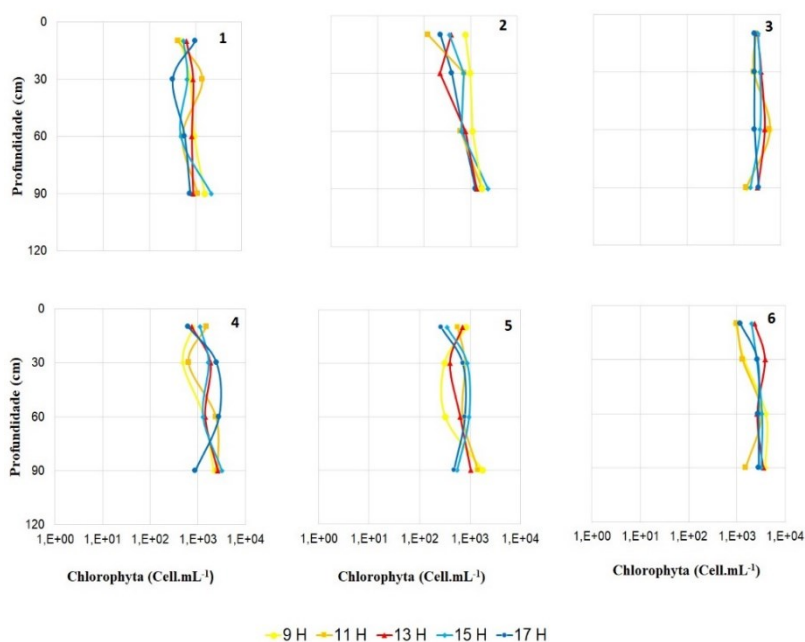


Figura 7. Densidade das Chlorophyta (Cell.mL) nos pontos P2 (10 cm), P3 (30 cm), P4(60 cm) e P5(90 cm) ao longo do dia. Sendo: 1= agosto, 2= setembro; 3= outubro; 4= novembro; 5=dezembro; 6=janeiro. Fonte: elaborada pelos autores (2019).

Agradecimentos

Agradecemos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) concessão de bolsa de pós-graduação e ao Laboratório de Saneamento Ambiental da UFPE por fornecer estrutura necessária para desenvolvimento desse estudo.

Conclusão

Ao longo das campanhas estudadas, os parâmetros de Temperatura, pH e Oxigênio dissolvido, variaram na coluna d'água e em diferentes horários. Nas campanhas 3, 4 e 5 a lagoa permaneceu estratificada com valores mais elevados na superfície que no fundo.

Nas campanhas 1 e 2, a superfície da lagoa foi dominada por macrófitas flutuantes do gênero *Lemna* sp.. Esse fenômeno alterou as condições físico-químicas no interior da lagoa, a cobertura de

macrófitas dificulta a penetração do raio solar na coluna de água dificultando a realização da fotossíntese pelas microalgas e, consequentemente, a oxigenação do meio e estratificação.

A comunidade fitoplanctônica foi constituída pelas divisões: Cyanophyta e Chlorophyta. Sendo dominada pelas cianobactérias durante todo o período de monitoramento e todas as profundidades estudadas na coluna d'água. A dominância do grupo foi à mesma independente da estratificação.

Em um país com a grande problemática de lançamento e tratamento de esgoto e efluente, baixo custo de implantação e de fácil acesso podem auxiliar sistema pequeno, ou local com lançamentos pontuais e já identificados, como povoados ou pequenas cidades. A densidade de cianobactérias aponta para a necessidade de monitoramento no efluente da lagoa, visto que, há presença constante de espécies de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas.

Referências

- Acuña-Alonso, C., Lorenzo, O., Álvarez, X., Cancela, Á., Valero, E., & Sánchez, Á. (2020). Influence of Microcystis sp. and freshwater algae on pH: Changes in their growth associated with sediment. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 263 (114435), 114435. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114435>
- Ahmadi, A.; Riahi, H.; Noori, M., (2005). Studies of the effects of environmental factors on the seasonal change of phytoplankton population in municipal waste water stabilization ponds. *Toxicological & Environmental Chemistry*, Oct.–Dec. 87(4): 543–550. <https://doi.org/10.1080/02772240500315456>
- Albuquerque, MV da C., Silva, MCC de P. e., Cartaxo, A. da SB, Ramos, R. de O., Rodrigues, RMM, Sátiro, JR, Lopes, WS, Leite, VD, & Sousa, JT de. (2021). Avaliação da influência da biomassa algal no pós tratamento de esgoto doméstico em lagoas de polimento. *Pesquisa, Sociedade e Desenvolvimento*, 10 (2), e34910212749. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i2.12749>.
- APHA, AWWA, WEF (2023). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 24st ed. Washington.
- Aquino, E. P., Oliveira, E. C. C., Fernandes, U. L., & Lacerda, S. R. (2011). Fitoplâncton de uma Lagoa de Estabilização no Nordeste do Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 15(1), 71. <https://doi.org/10.14210/bjast.v15n1.p71-77>.
- Aquino, E. P.; Lacerda, Sírleis Rodrigues; Freitas, Antônia Ionara Gonçalves DE., (2010). Cianobactérias das Lagoas de Tratamento de Esgoto no Semi-árido Nordeste (Ceará, Brasil) *Revista de Botânica – Journal of Botany Florianópolis*, 39, 34-46. <https://doi.org/10.5007/2178-4574.2010v39p34>.
- Barroso Júnior, J. C. A., Silva, M. C. de A., Hoyos, N. L. M., & Monteggia, L. O. (2022). Evaluation of UASB effluent post-treatment in pilot-scale by microalgae HRP and macrophytes pond for nutrient recovery. *Journal of Cleaner Production*, 357(131951), 131951. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131951>.
- Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, 2011. Resolução CONAMA n.

- 430, de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília.
- Cavalcante, F. C., Dias, A. S., Libório Góes, M. I., Rangel, A. J., Rodrigues Lucas, F. H., & Lacerda, S. R. (2017). Variação temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica do açude rosário, lavras da Mangabeira-CE. *Cadernos de Cultura e Ciência*, 16(1). <https://doi.org/10.14295/cad.cult.cienc.v16i1.1125>.
- Ceschin, S., Sgambato, V., Ellwood, N. T. W., & Zuccarello, V. (2019). Phytoremediation performance of Lemna communities in a constructed wetland system for wastewater treatment. *Environmental and Experimental Botany*, 162, 67–71. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2019.02.007>
- Chen, G., Zhao, K., Li, W., Yan, B., Yu, Y., Li, J., Zhang, Y., Xia, S., Cheng, Z., Lin, F., Li, L., Zhao, H., & Fang, Y. (2022). A review on bioenergy production from duckweed. *Biomass & Bioenergy*, 161(106468), 106468. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106468>.
- Coggins, L. X., Larma, I., Hinchliffe, A., Props, R., & Ghadouani, A. (2020). Flow cytometry for rapid characterisation of microbial community dynamics in waste stabilisation ponds. *Water Research*, 169(115243), 115243. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115243>.
- D'Alessandro, E. B., Nogueira, I. D. S., & Hoffmann, N. K. S. del A. (2020). Variability in phytoplankton community structure and influence on stabilization pond functioning. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 15(2), 1. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2507>.
- Dahl, N. W., Woodfield, P. L., Simpson, B. A. F., Stratton, H. M., & Lemckert, C. J. (2021). Effect of turbulence, dispersion, and stratification on Escherichia coli disinfection in a subtropical maturation pond. *Journal of Environmental Management*, 288(112470), 112470. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112470>.
- Dias, D. F. C., Passos, R. G., Rodrigues, V. A. J., de Matos, M. P., Santos, C. R. S., & von Sperling, M. (2018). Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. *Environmental Technology*, 39(4), 490–502. <https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1304456>
- Dinh, T. T. U., Soda, S., Nguyen, T. A. H., Nakajima, J., & The Ha Cao. (2020). Nutrient removal by duckweed from anaerobically treated swine wastewater in lab-scale stabilization ponds in Vietnam. *The Science of the Total Environment*, 722(137854), 137854. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137854>.
- Edler, L. (1979). Recommendations on methods for marine in the Baltic Sea: phytoplankton an chlorophyll. *The Baltic marine Biologist*, Lund: 5, p.1-38.
- Ennabili, A., Ezzahri, J., & Radoux, M. (2019). Performance of Lemna gibba bioreactor for nitrogen and phosphorus retention, and biomass production in Mediterranean climate. *Journal of Environmental Management*, 252(109627), 109627. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109627>.
- Florentino, A. P.; Costa, M. C.; Nascimento, J. G. S.; Abdala-Neto; E. F., Mota; C. R.; Santos, A. B. DOS, 2019. Identification of microalgae from waste stabilization ponds and evaluation of electroflotation by alternate current for simultaneous biomass separation and cell disruption. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 24(1), 177–186. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019193972>.
- Fujioka, A. M. A., Carvalho, E. H., Carrilho, S. M. A. V., Bittar, K. H., & Pfeiffer, S. C. (2020). Avaliação da eficiência da remoção de nitrogênio e fósforo em lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e esgoto sanitário. *Brazilian Journal of Development*, 6(3), 12049–12058. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-171>.
- Furtado, Alff; Calijuri, MC; Lorenzi, AS; Honda, RY; Genuário, DB; Fiore, MF., 2009.

- Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production. *Hydrobiologia*: 627, (1): 195-209. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9728-6>.
- Gopolang, O. P. And Letshweny M.W., 2018. Performance Evaluation of Waste tabilisation Ponds. *Journal of Water Resource and Protection*. <https://doi.org/10.1129-1147.10.4236/jwarp.2018.1011067>.
- Hammouda, O.; Gaber, A.; Abdelraouf, N., 1995. Microalgae and Wastewater Treatment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Volume 31, Issue 3, páginas 205-210. <https://doi.org/10.1006/eesa.1995.1064>.
- Huang, I. S., & Zimba, P. V. (2020). Hydrogen peroxide, an ecofriendly remediation method for controlling *Microcystis aeruginosa* toxic blooms. *Journal of Applied Phycology*, 32(5), 3133–3142. <https://doi.org/10.1007/s10811-020-02086-4>.
- Kong, W., Shen, B., Lyu, H., Kong, J., Ma, J., Wang, Z., & Feng, S. (2021). Review on carbon dioxide fixation coupled with nutrients removal from wastewater by microalgae. *Journal of Cleaner Production*, 292(125975), 125975. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125975>
- Kotut, K; Ballot, A; Wiegand, C; Krienitz, L., 2010. Toxic cyanobacteria at Nakuru sewage oxidation ponds – A potential threat to wildlife. *Limnologia* 40, 47-53. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.01.003>.
- Kučała, M., Saładyga, M., & Kaminski, A. (2021). Phytoremediation of CYN, MC-LR and ANTX-a from water by the submerged macrophyte *Lemna trisulca*. *Cells (Basel, Switzerland)*, 10(3), 699. <https://doi.org/10.3390/cells10030699>.
- Kurmayer, Rainer; Elisabeth, Li Deng., 2016. Papel de metabólitos secundários tóxicos e bioativos na colonização e formação de florações por cianobactérias filamentosas *Planktothrix*. *Harmful Algae*. Volume 54, Páginas 69-86.
- Lawniczak-Malińska, A. E., & Achtenberg, K. (2018). On the use of macrophytes to maintain functionality of overgrown lowland lakes. *Ecological Engineering*, 113, 52–60. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.003>.
- Letshwenyo, M. W.; Thumule, S.; Elias, K., 2020. Evaluation of waste stabilisation pond units for treating domestic wastewater. *Water and Environment Journal*. <https://doi.org/10.1111/wej.12641>.
- Li, H., Wang, F., Li, J., Deng, S., & Zhang, S. (2021). Adsorption of three pesticides on polyethylene microplastics in aqueous solutions: Kinetics, isotherms, thermodynamics, and molecular dynamics simulation. *Chemosphere*, 264(128556), 128556. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128556>.
- Li, M., Ge, S., Zhang, J., Wu, S., Wu, H., & Zhuang, L.-L. (2022). Mechanism and performance of algal pond assisted constructed wetlands for wastewater polishing and nutrient recovery. *The Science of the Total Environment*, 840(156667), 156667. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156667>.
- Li, X., Wu, S., Yang, C., & Zeng, G. (2020). Microalgal and duckweed based constructed wetlands for swine wastewater treatment: A review. *Bioresource Technology*, 318(123858), 123858. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123858>.
- Liu, C., Dai, Z., & Sun, H. (2017). Potential of duckweed (*Lemna minor*) for removal of nitrogen and phosphorus from water under salt stress. *Journal of Environmental Management*, 187, 497–503. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.006>
- Lusty, M. W., & Gobler, C. J. (2023). Repeated hydrogen peroxide dosing briefly reduces cyanobacterial blooms and microcystin while increasing fecal bacteria indicators in a eutrophic pond. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 124, 522–543. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.11.031>.

- Ma, R., Duan, C., Liu, Y., Yang, Y., Lin, H., Wei, Y., & Zhao, Y. (2023). Pre-aeration promotes nutrient removal in a pilot-scale duckweed-based pond by influencing the duckweed growth and bacterial community. *Journal of Water Process Engineering*, 53(103734), 103734. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103734>.
- Mahapatra, S., Samal, K., & Dash, R. R. (2022). Waste Stabilization Pond (WSP) for wastewater treatment: A review on factors, modelling and cost analysis. *Journal of Environmental Management*, 308(114668), 114668. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114668>
- Paerl, H.W. And Paul, V.J., (2012). Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water Research*, vol. 46, no. 5, pp. 1349-1363. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.002>
- Passos, R. G.; Dias, D. F. C.; Rodrigues, V. A. J.; Von Sperling, M., (2019). Stratification and equalization cycles in shallow maturation ponds with different operational configurations and at different periods of the year. *Water Practice and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wpt.2019.054>.
- Pastich, E. A.; Gavazza, S.; Casé, M. C. C.; Florencio, L.; Kato, M.T., (2016^a). Structure and dynamics of the phytoplankton community within a maturation pond in a semiarid region. *Brazilian Journal of Biology* 76 (2016), (1): 144-15. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.15214>. Pastich, E.A.; Silvia, M. Barbosa; Lourdinha, Florencio; Savia, Gavazza; Mario, T. Kato (2016). The influence of environmental factors on the diel variation of phytoplankton in stabilization ponds. *Interciencia*, vol. 41, núm. 5, mayo, pp. 330-333.
- Ratsey, H., (2016). Upgrading waste stabilisation ponds: reviewing the options. In: Annual Conference of Water New Zealand (WaterNZ), Rotorua, New Zealand
- Śaładyna, M., Kućala, M., Adamski, M., Selvaraj, S., & Kaminski, A. (2023). Phytoremediation of a mixture of toxic cyanobacteria. Does phytoplankton composition affect the amount of toxins removed? *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3), 110158. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110158>
- Sarkar (Paria), D., Lahiri (Ganguly), S., Ghosh, D., & Jana, B. B. (2019). Ecological processes-driven distribution of net-algal diversity and carbon sequestration potential across the sewage effluent gradient of stabilization pond system. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*, 19(3), 464-472. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.10.003>
- Sarker, J., Turzo, A. K., Dong, M., & Bosu, A. (2023). Automated identification of toxic code reviews using ToxiCR. *ACM Transactions on Software Engineering and Methodology*, 32(5), 1-32. <https://doi.org/10.1145/3583562>.
- Silveira, C. F., Assis, L. R. de, Oliveira, A. P. de S., & Calijuri, M. L. (2021). Valorization of swine wastewater in a circular economy approach: Effects of hydraulic retention time on microalgae cultivation. *The Science of the Total Environment*, 789(147861), 147861. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147861>
- Soldatelli, F. V.; Schwarzbald, A., (2010). Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. *IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre*, 65, 1, 75-86, junho
- Stadlander, T., Förster, S., Rosskoth, D., & Leiber, F. (2019). Slurry-grown duckweed (*Spirodela polyrhiza*) as a means to recycle nitrogen into feed for rainbow trout fry. *Journal of Cleaner Production*, 228, 86-93. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.196>
- Strzałek, M., Kufel, L., & Wysokińska, U. (2019). How does *Stratiotes aloides* L. affect the growth and turion formation of *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleiden? *Aquatic Botany*, 154, 45-52. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.01.001>.
- Vasconcelos, V. M.; Pereira, E., (2001). Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). *Water Research* 35, (5): 1354-1357.

- [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00512-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00512-1).
- Wallace, J.; Champagne, P.; Geof, H.; Zhaochu, Y.; Xudong, L., (2015). Determination of Algae and Macrophyte Species Distribution in Three Wastewater Stabilization Ponds Using Metagenomics Analysis. *Water*, 7, 3225-3242. <https://doi.org/10.3390/w7073225>.
- Zhao, Y., Tu, Q., Yang, Y., Shu, X., Ma, W., Fang, Y., Li, B., Huang, J., Zhao, H., & Duan, C. (2022). Long-term effects of duckweed cover on the performance and microbial community of a pilot-scale waste stabilization pond. *Journal of Cleaner Production*, 371(133531), 133531.
- Zimmo, O. R., Van, Der Steen; N. P.; Gijzen, H. J., (2005). Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater. *Water Research*, 37(19), 4587–4594. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.013>.
- Zimmo, O. R.; R. AL SA'ED; Gijzen, H., (2000). Comparison between algae-based and duckweed-based wastewater treatment: differences in environmental conditions and nitrogen transformations. *Water Science and Technology* Vol 42 Nos 10–11 pp 215–222. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0646>.