

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL  
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS  
HÍDRICOS**

**CYANOBACTÉRIAS EM EFLUENTE DE LAGOAS DE  
ESTABILIZAÇÃO DE ALTA TAXA E A PROBLEMÁTICA  
ASSOCIADA AO CORPO RECEPTOR: ESTUDO DE CASO  
DA ETE PARANOÁ – DISTRITO FEDERAL**

**SARAH DA SILVA BRITO**

**ORIENTADORA: RAQUEL MORAES SOARES**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E  
RECURSOS HÍDRICOS**

**PUBLICAÇÃO: PPGTARH.DM – 265/2024**

**BRASÍLIA/DF: MARÇO – 2024**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**  
**PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS**  
**HÍDRICOS**

**CIANOACTÉRIAS EM EFLUENTE DE LAGOAS DE**  
**ESTABILIZAÇÃO DE ALTA TAXA E A PROBLEMÁTICA ASSOCIADA**  
**AO CORPO RECEPTOR: ESTUDO DE CASO DA ETE PARANOÁ –**  
**DISTRITO FEDERAL**

**SARAH DA SILVA BRITO**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO**  
**DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE**  
**TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS**  
**REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA OBTENÇÃO DO GRAU DE**  
**MESTRE**

**APROVADA POR:**

---

**Prof<sup>a</sup> Raquel Moraes Soares, DSc. (ENC-UnB)**  
**(Orientadora)**

---

**Prof<sup>a</sup> Ariuska Karla Barbosa Amorim, DSc. (ENC-UnB)**  
**(Examinadora interna)**

---

**Prof<sup>a</sup> Andreia Maria da Anunciação Gomes, DSc. (IFRJ – Campus Niterói)**  
**(Examinador externo)**

**BRASÍLIA/DF, 28 DE MARÇO DE 2024**

## FICHA CATALOGRÁFICA

DA SILVA BRITO, SARAH.

CIANOACTÉRIAS EM EFLUENTE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO DE ALTA TAXA E A PROBLEMÁTICA ASSOCIADA AO CORPO RECEPTOR: ESTUDO DE CASO DA ETE PARANOÁ – DISTRITO FEDERAL[ Distrito Federal] 2024

xv, 105p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2021). Dissertação de Mestrado - Universidade de Brasília.

Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- |                   |                            |
|-------------------|----------------------------|
| 1. Cianobactérias | 2. Lagoas de estabilização |
| 3. Cianotoxinas   | 4. Corpo receptor          |

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

BRITO, S. S. (2024). Cianobactérias em efluente de lagoas de estabilização de alta taxa e a problemática associada ao corpo receptor: Estudo de caso da ETE PARANOÁ – Distrito Federal. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PPGTARH.DM – 265/2024, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 105p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Sarah da Silva Brito

TÍTULO: Cianobactérias em efluente de lagoas de estabilização de alta taxa e a problemática associada ao corpo receptor: Estudo de caso da ETE PARANOÁ – Distrito Federal.

GRAU/ANO: Mestre/ 2024

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

Sarah da Silva Brito

sarahbrito19@hotmail.com

## AGRADECIMENTOS

Dedico esta dissertação a todas as pessoas que estiveram ao meu lado durante esta jornada, tornando-a possível e significativa:

A Deus, cuja luz iluminou o meu caminho e cuja sabedoria guiou cada passo desta jornada acadêmica. Em sua infinita misericórdia, encontrei forças para superar desafios com muita coragem. Em momentos de ansiedade, a sua presença tranquilizadora foi um refúgio seguro, que renovou minhas esperanças e fortaleceu a minha fé.

À toda minha família, em especial aos meus pais, Claudiane e Sérgio, minha irmã, Manuella, e minha avó, Terezinha, pelo apoio incansável, que me sustentaram nos momentos de dificuldade e celebraram comigo cada vitória. Sem vocês, essa conquista não seria possível.

Ao meu esposo, Paulo Fernando, que é minha fonte de inspiração, amor e dedicação, que nunca mediu esforços para estar ao meu lado em todos os momentos dessa jornada. Sua disposição para me acompanhar ao laboratório à noite, mesmo após um longo dia de trabalho, e sua paciência em ouvir minhas preocupações e dúvidas foram gestos de amor que jamais esquecerei. Sei que tive a graça de encontrar o melhor companheiro de vida desse mundo. Sou imensamente grata por compartilhar essa vida com você e reconheço que essa conquista também é sua.

À minha querida cachorrinha Fetúcia, cuja presença amorosa e leal foi fundamental para minha adaptação e bem-estar em Brasília. Ela trouxe alegria aos meus dias e conforto nos momentos de solidão. Agradeço por cada lambeijo e cada rabo abanando, que sempre me lembraram da importância de apreciar os pequenos momentos de felicidade. Fêta, você foi crucial para essa conquista!

À minha orientadora, Raquel Moraes, que com sua sabedoria e orientação cuidadosa me conduziu pelos caminhos do conhecimento e da descoberta. Seu papel foi fundamental para o meu amadurecimento e crescimento tanto profissional quanto pessoal. Agradeço imensamente por sua dedicação e apoio ao longo deste período.

Aos presentes que recebi do PTARH (Nayara, Thais, Gabriela, Vitória, Gabriel, Sara, Alice, Daniel, Wesley, Louise, Márcio e Isabella), companheiros de jornada e amigos preciosos, cuja amizade e colaboração enriqueceram minha experiência acadêmica e alegraram os meus dias. Obrigada por tudo, vocês fizeram a diferença na minha vida.

À professora Yovanka, cujo sorriso radiante e disposição incansável em ajudar o próximo refletiram a alegria e a bondade desse ser humano incrível que ilumina os dias de todos do PTARH. Obrigada por tudo!

Aos meus amigos nordestinos (Rayssa, Veridiany, Thâmara, Lucélia, Michael e João Victor), mesmo distantes geograficamente, unidos pelo vínculo da amizade, foram um lembrete constante do amor divino que transcende barreiras e conecta corações. Vocês me deram forças para seguir em frente.

Aos profissionais da Embrapa Cerrados e do Laboratório de Saneamento Ambiental da UnB, pela oportunidade de colaborar em prol do bem comum e pelo compromisso com a pesquisa.

Ao professor Mauro César, da UFRJ, que auxiliou na identificação de cianobactérias encontradas na pesquisa, e enriqueceu o meu trabalho com sua contribuição valiosa.

À banca avaliadora, pela ajuda no primoramento do meu trabalho com suas contribuições valiosas, expresso a minha profunda gratidão.

E, por fim, dedico este trabalho àqueles que não estão mais entre nós, mas cujo legado de amor, sabedoria e inspiração continua a iluminar o meu caminho.

Que essa dissertação seja não apenas um registro acadêmico, mas sim uma expressão de gratidão e louvor a Deus e a todos os que Ele colocou em meu caminho nessa jornada. A Ele, toda honra e glória, agora e para sempre. Amém.

## RESUMO

### CIANOBACTÉRIAS EM EFLUENTE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO DE ALTA TAXA E A PROBLEMÁTICA ASSOCIADA AO CORPO RECEPTOR: ESTUDO DE CASO DA ETE PARANOÁ – DISTRITO FEDERAL

No Brasil, as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) utilizam lagoas de estabilização devido à sua facilidade de operação e custo de implantação relativamente baixo. Embora eficazes na remoção de matéria orgânica, essas lagoas podem contribuir para a eutrofização do corpo hídrico receptor (caso seja sensível ao processo de eutrofização), devido às altas cargas de nutrientes presentes nos efluentes tratados. Igualmente, as lagoas de estabilização podem representar um problema para a saúde humana, caso o efluente tratado seja lançado no corpo hídrico receptor contendo algum tipo de cianotoxina ou outras substâncias tóxicas persistentes. Dessa maneira, esta pesquisa buscou analisar as lagoas de estabilização da ETE Paranoá, assim como o corpo hídrico receptor do efluente tratado (Rio Paranoá), no que se refere à parâmetros físicos, químicos e biológicos. O enfoque da pesquisa foi analisar a dinâmica de cianobactérias nas lagoas de alta taxa (LATs) nos períodos seco e chuvoso, assim como identificar e isolar cianobactérias avaliando a produção de cianotoxinas. Além disso, buscou-se investigar a influência de diferentes razões N/P no crescimento da cepa isolada de cianobactéria da espécie *Geitlerinema amphibium*. Para isso, foram realizadas coletas na ETE Paranoá no período seco e chuvoso e os parâmetros pH, turbidez, condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrogênio total, DQO bruta e filtrada, sólidos suspensos totais e clorofila-*a* foram analisados em laboratório. Os resultados indicaram que a densidade de cianobactérias em várias lagoas da ETE apresentou correlação positiva com diferentes parâmetros, tais como OD, clorofila-*a*, temperatura e pH. Foram observadas altas densidades de células de cianobactérias no efluente final e no Rio Paranoá após o lançamento do efluente. Além disso, altas concentrações de nutrientes lançados no rio geraram condições supereutróficas no ponto de lançamento. Embora as lagoas de estabilização sejam semelhantes em relação aos parâmetros de projeto, observou-se grande variabilidade entre as mesmas, visto que o efluente que sai do reator UASB não é dividido de forma igualitária entre as lagoas. Nas amostras coletadas foi detectada a presença de *Geitlerinema amphibium* e *Phormidium sp.*, nas lagoas e no efluente final, sendo ambas as espécies de cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas. No entanto, não foi detectada a presença de cianotoxinas na cepa isolada de *G. Amphibium* quanto no efluente final. No estudo experimental, o crescimento da *Geitlerinema amphibium* foi mais favorecido no

tratamento de razão N/P = 40/1, indicando afinidade da cepa com ambientes ricos em Nitrogênio. Porém, as respostas dessa espécie às razões N/P in loco nas LATs foram diferentes. Os resultados obtidos podem contribuir para a otimização das condições de tratamento das ETEs e fornecer informações importantes para o desenvolvimento de políticas de gestão da qualidade da água. Com isso, este trabalho destaca a importância de implementar tecnologias adequadas para tratar de forma eficiente esgotos domésticos e, nas lagoas de estabilização, monitorar e controlar as cianobactérias nesses sistemas para garantir a qualidade da água, proteger a saúde pública e o meio ambiente.

Palavras-chave: Cianobactérias. Lagoas de Estabilização, cianotoxinas, corpo hídrico receptor.

## ABSTRACT

### CYANOBACTERIA IN THE EFFLUENT OF HIGH-RATE ALGAL PONDS AND THE PROBLEMS ASSOCIATED WITH THE RECEIVING BODY: A CASE STUDY OF THE PARANOÁ WWTP - FEDERAL DISTRICT

In Brazil, wastewater treatment system (WWTP) uses stabilization ponds due to their ease of operation and relatively low implementation cost. Although effective at removing organic matter, these ponds can contribute to the eutrophication of the receiving water body (if it is sensitive to the eutrophication process), due to the high nutrient loads present in the treated effluent. Likewise, stabilization ponds can pose a problem for human health if the treated effluent is discharged into the receiving water body containing some type of cyanotoxin or other persistent toxic substances. In this way, this research sought to analyze the stabilization ponds of the Paranoá WWTP, as well as the water body receiving the treated effluent (Paranoá River), with regard to physical, chemical and biological parameters. The focus of the research was to analyze the dynamics of cyanobacteria in the high rate algal ponds (HRAP) in the dry and rainy periods, as well as to identify isolates and cyanobacteria and evaluate the production of cyanotoxins. In addition, we sought to investigate the influence of different N/P ratios on the growth of the isolated cyanobacterial strain *Geitlerinema amphibium*. To do this, samples were taken from the Paranoá WWTP during the dry and rainy seasons and the parameters pH, turbidity, electrical conductivity, temperature, dissolved oxygen, total phosphorus, total nitrogen, raw and filtered COD, total suspended solids and chlorophyll-a were analyzed in the laboratory. The results indicated that the density of cyanobacteria in various lagoons of the WWTP showed a positive correlation with different parameters, such as DO, chlorophyll-a, temperature and pH. High densities of cyanobacteria cells were observed in the final effluent and in the Paranoá River after the effluent was discharged. In addition, high concentrations of nutrients discharged into the river generated supereutrophic conditions at the point of discharge. Although the stabilization ponds are similar in terms of their design parameters, there was great variability between them, since the effluent leaving the UASB reactor is not divided equally between the ponds. In the samples collected, the presence of *Geitlerinema amphibium* and *Phormidium sp.* was detected in the lagoons and in the final effluent, both species of cyanobacteria potentially producing cyanotoxins. However, no cyanotoxins were detected in the isolated *G. amphibium* strain or in the final effluent. In the experimental study, the growth of *Geitlerinema amphibium* was more favorable in the N/P = 40/1 ratio treatment, indicating the strain's affinity with nitrogen-rich



environments. However, the responses of this species to the N/P ratios in situ in the LATs were different. The results obtained can contribute to the optimization of treatment conditions in WWTPs and provide important information for the development of water quality management policies. As a result, this work highlights the importance of implementing appropriate technologies to efficiently treat domestic sewage and, in stabilization ponds, monitor and control cyanobacteria in these systems to ensure water quality, protect public health and the environment.

Keywords: Cyanobacteria. Stabilization ponds, cyanotoxins, receiving water body.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>4</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo geral</b> .....	<b>4</b>
<b>2.2</b>	<b>Objetivos específicos</b> .....	<b>4</b>
<b>3</b>	<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>5</b>
<b>3.1</b>	<b>Sistemas de tratamento de efluentes: Lagoas de Estabilização</b> .....	<b>8</b>
3.1.1	Lagoas facultativas.....	11
3.1.2	Lagoa de alta taxa.....	13
3.1.3	Fatores que influenciam o crescimento de microalgas e cianobactérias em lagoas de estabilização.....	13
<b>3.2</b>	<b>Lagoas de estabilização e a ciclagem de nutrientes</b> .....	<b>16</b>
<b>3.3</b>	<b>Lançamento de efluentes e a eutrofização dos corpos hídricos no Brasil</b> .....	<b>19</b>
<b>3.4</b>	<b>Cianobactérias</b> .....	<b>21</b>
3.4.1	Cianotoxinas.....	23
3.4.2	Contaminação por cianobactérias: Um breve histórico no Brasil e no mundo .....	26
3.4.3	Floração de cianobactérias em lagoas de estabilização.....	27
<b>4</b>	<b>ESTUDO DE CASO DA ETE PARANOÁ</b> .....	<b>30</b>
<b>5</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>35</b>
<b>5.1</b>	<b>Etapa 1: Monitoramento das Lagoas de Alta taxa e Efluente Final</b> .....	<b>37</b>
5.1.1	Parâmetros de qualidade da água analisados em laboratório .....	38
5.1.2	Cálculo do Índice de Estado Trófico.....	40
<b>5.2</b>	<b>Etapa 2: Isolamento e cultivo de cianobactérias</b> .....	<b>41</b>
5.2.1	Contagem de células de cianobactérias.....	43
<b>5.3</b>	<b>Etapa 3: Comportamento da cepa isolada em 3 níveis de razão N/P</b> .....	<b>44</b>
<b>5.4</b>	<b>Etapa 4: Análise da produção de cianotoxinas</b> .....	<b>47</b>
<b>5.5</b>	<b>Etapa 5: Análise estatística</b> .....	<b>47</b>
<b>6</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>49</b>
<b>6.1</b>	<b>Parâmetros meteorológicos e pluviométricos obtidos através de dados do INMET</b> .....	<b>49</b>
<b>6.2</b>	<b>Parâmetros de qualidade da água analisados <i>in loco</i> e em laboratório</b> .....	<b>51</b>
6.2.1	Conjunto de lagoas do reator UASB 1 .....	51
6.2.2	Conjunto de lagoas do reator UASB 2 .....	52
6.2.3	Conjunto de lagoas do reator UASB 3 .....	53
6.2.4	Análise e discussão dos parâmetros de qualidade da água no sistema de lagoas de alta taxa (UASB 1, UASB 2 e UASB 3) .....	55

6.3	Efluente final e corpo hídrico receptor (Rio Paranoá) .....	67
6.4	Isolamento da <i>Geitlerinema amphibium</i> e avaliação da influência das diferentes razões N/P .....	71
6.5	Análises de toxinas realizadas com a amostra da cepa de <i>Geitlerinema amphibium</i> isolada de amostras das lagoas de estabilização da ETE Paranoá .....	73
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	76
8	CONCLUSÕES .....	77
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	78

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Classificação e uso para as águas doces (PORTO, 2012).....	6
Tabela 3.2 – Parâmetros químicos do esgoto doméstico bruto (VON SPERLING, 1996b) .....	8
Tabela 3.3 – Níveis de tratamento de efluentes (Modificado de Goffi, 2017) .....	9
Tabela 4.1 – ETEs do DF que possuem lagoas de estabilização (GDF, 2017).....	30
Tabela 4.2 – Parâmetros das LATs da ETE Paranoá (Modificado de Soares e Gomes, 1999) ..	33
Tabela 5.1 – Cronograma das coletas nos períodos seco e chuvoso.....	37
Tabela 5.2 – Técnicas analíticas para avaliar parâmetros <i>in loco</i> .....	38
Tabela 5.3 – Parâmetros de qualidade da água e métodos utilizados nas análises .....	39
Tabela 5.4 – Categorias e faixas de classificação do IET (Modificado de CETESB, 2013).....	40
Tabela 5.5 – Quantidade de reagentes utilizados no meio de cultivo ASM-1 modificado com variação dos sais de N para 1L de meio .....	45
Tabela 6.1 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos no efluente final (EF). Os valores apresentados são a média aritmética e desvio padrão obtidos com os valores de amostras de EF de cada coleta nos dois subgrupos: período seco e período chuvoso .....	68
Tabela 6.2 – Valores de lançamento no Rio Paranoá e 150m a frente do lançamento.....	69
Tabela 6.3 – Cálculo do IET médio das LATs da ETE Paranoá, EF e ponto de lançamento no rio .....	69
Tabela 6.4 – Valores calculados para a taxa de crescimento ( $\mu$ ), taxa de divisão por dia (K) e taxa de duplicação (G ) para <i>Geitlerinema amphibium</i> nos diferentes tratamentos de razões N/P .....	72
Tabela 6.5 – Resultado da análise estatística ANOVA seguida de teste de Tukey para os valores de densidade celular ao longo de 34 dias (curva de crescimento) nos diferentes tratamentos de razões N/P com a cepa de <i>Geitlerinema amphibium</i> .....	73

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Relações bioquímicas nas lagoas facultativas (GODOY, 2007) .....	12
Figura 3.2 – Ciclagem do nitrogênio em lagoas de estabilização (RIBEIRO, 2007) .....	19
Figura 3.3 – Ciclagem do fósforo em lagoas de estabilização (RIBEIRO, 2007) .....	19
Figura 3.4 – Efeitos das cianotoxinas no corpo humano (Modificado de Abdallah <i>et al.</i> , 2021) .....	26
Figura 4.1 – Esquema das etapas de tratamento da ETE Paranoá e pontos de amostragem .....	33
Figura 5.1 – Fluxograma metodológico da pesquisa .....	36
Figura 5.2 – Coleta realizada com auxílio de coletores de PVC e haste metálica na Lagoa 4 ...	37
Figura 5.3 – Crescimento de colônias de cianobactérias da amostra do efluente final .....	42
Figura 5.4 – Crescimento da cepa de <i>Geitlerinema amphibium</i> .....	43
Figura 5.5 – Dimensões da câmara de Neubauer utilizada nas contagens de células de cianobactérias .....	44
Figura 5.6 – Erlenmeyers contendo cultivo da cepa de <i>Geitlerinema amphibium</i> em diferentes razões N/P .....	45
Figura 5.7 – Contagem das amostras retiradas do isolamento e fixadas com lugol .....	46
Figura 6.1 – Média mensal da radiação solar em KJ/m <sup>2</sup> .d <sup>-1</sup> em Brasília-DF (INMET, 2023) ...	49
Figura 6.2 – Valores acumulados de chuva mensalmente em Brasília-DF .....	50
Figura 6.3 – Valores de parâmetros físicos, químicos e biológicos das lagoas que recebem o efluente do reator UASB 1. Lagoa 1 (preto), Lagoa 2 (cinza claro) e Lagoa 3 (cinza escuro) .....	52
Figura 6.4 – Dados de parâmetros físicos e químicos das lagoas que recebem o efluente do reator UASB 2. Lagoa 4 (preto), Lagoa 5 (cinza claro) e Lagoa 6 (cinza escuro) .....	53
Figura 6.5 – Dados de parâmetros físicos e químicos das lagoas que recebem o efluente do reator UASB 3. Lagoa 7 (preto), Lagoa 8 (cinza claro) e Lagoa 9 (cinza escuro) .....	54
Figura 6.6 – Material retido durante o processo de filtração na Lagoa 9 .....	58
Figura 6.7 – Processo de filtração da amostra coletada na Lagoa 6 .....	59
Figura 6.8 – Correlação de Pearson entre variáveis químicas, físicas e densidade de cianobactérias nas lagoas de estabilização da ETE Paranoá .....	65
Figura 6.9 – Curva de crescimento da cepa <i>Geitlerinema amphibium</i> em diferentes razões N/P. Cada tratamento contou com triplicatas. Os resultados da contagem de células são médias ± erro padrão .....	71

Figura 6.10 – Fases do cultivo de *Geitlerinema amphibium* nas três razões N/P: (A) Inoculação das amostras; (B) Início da fase exponencial; (C) Final da fase exponencial; (D) Fase de senescência.....72

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ADASA	Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CODEPLAN	Companhia de Planejamento do Distrito Federal
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CYN	Cilindrospermopsina
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DF	Distrito Federal
DL <sub>50</sub>	Dose letal para 50% dos organismos testados
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IET	Índice de Estado Tráfico
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ILS	<i>Integrated Laboratory Systems</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
LAT	Lagoa de Alta Taxa
LPS	Lipopolissacarídeo
LSA	Laboratório de Saneamento Ambiental
MC	Microsistina
N	Nitrogênio
N <sub>2</sub>	Gás Nitrogênio
OD	Oxigênio dissolvido
OD	Saturação de oxigênio
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
STX	Saxitoxina
T	Temperatura
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica

UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UV	Ultravioleta
WHO	<i>World Health Organization</i>



# 1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional eleva o consumo de água, que por sua vez implica no aumento de vazão de esgoto sanitário gerado. Tais efluentes, em parte, são lançados *in natura* de forma clandestina enquanto outra parte segue por sistemas de esgotamento passando por tratamento nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). Porém, estes efluentes terão basicamente o mesmo destino, e desaguarão em algum corpo hídrico, o que, a depender da eficiência do tratamento, pode ocasionar na sua degradação, conforme afirma Peresin *et al.*, (2017).

Devido a condições climáticas favoráveis, facilidade de operação e menor custo de implantação, as ETEs do Brasil comumente usam sistemas de lagoas de estabilização como unidades de tratamento em nível secundário. Segundo von Sperling (1996b), no tratamento a nível secundário ocorre a remoção da matéria orgânica, em condições controladas, através de processos biológicos que são realizados por microrganismos. Porém, devido às altas cargas de nutrientes que estão presentes nas águas residuárias lançadas, frequentemente gera-se a eutrofização em ambientes aquáticos sensíveis. Segundo Fujioka *et al.*, (2020), lagoas de estabilização podem impactar a biota aquática do corpo receptor, caso o efluente final ainda contenha alta carga de nutrientes e microrganismos.

Algumas lagoas de estabilização possuem condições favoráveis para o desenvolvimento de diferentes microrganismos autotróficos, entre eles as cianobactérias, que atuam no processo de remoção de nutrientes. Porém, estes microrganismos podem se desenvolver em grande número, formando as florações de cianobactérias. As florações de cianobactérias quando produzem toxinas (cianotoxinas) geram impactos negativos nos corpos hídricos e, conseqüentemente, reduzem a qualidade da água (BRASIL, 2006).

Oliveira (2005) relata em seus estudos que em condições normais, uma parcela das cianotoxinas pode ser secretada para a água, ou liberada quando ocorre a morte de células de cianobactérias tóxicas.

Dessa forma, as lagoas de estabilização em que possuem condições favoráveis para florações de cianobactérias podem representar um problema para a saúde humana, caso o efluente tratado pela lagoa de estabilização seja lançado no corpo hídrico receptor contendo algum tipo de cianotoxina. Desse modo, a depender da utilização desse corpo hídrico receptor, as toxinas presentes podem prejudicar a população que faça a utilização da água, seja para

abastecimento público, recreação, agricultura ou pecuária. De acordo com Gazulha *et al.*, (2012), essas toxinas em geral apresentam grande estabilidade química no ambiente e podem bioacumular no organismo dos animais e plantas, podendo acarretar em contaminação mais elevada dos níveis tróficos superiores. Isso significa que essas substâncias podem permanecer por longos períodos, aumentando o potencial do impacto ambiental. Além disso, animais (incluindo os humanos) quando expostos a doses altas e agudas de cianotoxinas podem vir a óbito em um curto período, e quando expostos a doses baixas e crônicas podem desenvolver câncer e tumores (CHORUS e WELKER, 2021).

Considerando os aspectos expostos no presente trabalho, sabe-se que há uma possibilidade de que cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas estejam presentes nas lagoas de estabilização, bem como estejam presentes no efluente final tratado que é lançado no corpo hídrico receptor. Esse fato representa um risco para a biota desse corpo hídrico receptor, além de promover riscos a saúde da população próxima que utilize a água para irrigação, por exemplo. Muitos estudos foram realizados para verificar o potencial de bioacumulação de MCs em vegetais como hortaliças, espinafre e alface, como pode ser verificado no trabalho de Llana-Ruiz-Cabello *et al.*, (2019), em que se observou que plantas que foram irrigadas com água contaminada por microcistinas (MCs) bioacumularam a toxina em suas folhas.

Além disso, animais aquáticos que são consumidos por seres humanos também podem bioacumular cianotoxinas em seus organismos, conforme relata, por exemplo, o estudo de Galvão *et al.*, (2009) onde observou-se a bioacumulação de saxitoxinas (STXs) no fígado e nos músculos de tilápia do Nilo, que foram cultivadas em um lago artificial no Brasil, o que representa um risco a população que possa consumir peixes que foram expostos a esta toxina.

Sabe-se que os custos associados ao tratamento de água objetivando a remoção de cianotoxinas em águas de mananciais de abastecimento são elevados, pois exige maior necessidade de tecnologias especializadas. Dessa forma, é de suma importância que estudos sejam realizados a fim de identificar as espécies produtoras de cianotoxinas nesses ambientes no território brasileiro, bem como compreender quais os fatores ambientais influenciam na dinâmica das cianobactérias e na produção de cianotoxinas a fim de que sejam evitadas possíveis contaminações dos recursos hídricos e consequentemente a saúde pública seja preservada.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo realizar um estudo nas lagoas de alta taxa da ETE Paranoá, localizada no Distrito Federal (DF), bem como no corpo hídrico receptor do efluente tratado (Rio Paranoá), no que se refere à parâmetros físicos, químicos e biológicos com enfoque na dinâmica de cianobactérias nas Lagoas de Alta Taxa (LATs) nos períodos seco e chuvoso, assim como identificar e isolar cianobactérias, verificando a produção e liberação de cianotoxinas. Conjuntamente, pretende-se estudar experimentalmente as cepas isoladas para avaliar a influência de diferentes concentrações de nutrientes no crescimento das cepas. Deste modo, os resultados do estudo podem auxiliar na otimização nas condições de tratamento e contribuir para a eficiência global da ETE. Além disso, o trabalho poderá fornecer dados importantes que favoreçam a compreensão das condições ideais ao crescimento de cianobactéria podendo servir de orientação para futuras políticas de gestão da qualidade da água.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar os fatores relacionados à ocorrência de espécies de cianobactérias nas lagoas de estabilização da ETE Paranoá nos períodos seco e chuvoso, verificando o risco de impacto no corpo hídrico receptor do efluente tratado.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Avaliar as condições que de parâmetros físicos e químicos das lagoas de estabilização da ETE Paranoá que favorecem a ocorrência de cianobactérias em altas densidades, nos períodos seco e chuvoso;
- Caracterizar, quanto a produção de cianotoxinas, as cianobactérias presentes nas lagoas de estabilização da ETE Paranoá e no corpo receptor dos efluentes deste sistemas de lagoas de alta taxa;
- Avaliar experimentalmente a resposta do crescimento de uma cepa de cianobactéria, isolada da ETE Paranoá, à variação da razão N/P.

### 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A qualidade da água em ecossistemas aquáticos é um fator de extrema importância para a humanidade, visto que é algo indispensável à manutenção da vida na terra. A qualidade da água de corpos hídricos destinada ao abastecimento humano tem sido uma preocupação crescente ao longo dos anos, devido aos impactos ambientais causados tanto por condições naturais quanto por atividades e intervenções humanas. Esses fatores têm contribuído para a degradação da qualidade de água disponível (SOUZA *et al.*, 2014).

De acordo com von Sperling (1996b), o termo qualidade da água possui uma conceituação muito ampla. Por meio de características físicas, químicas e biológicas da água é possível avaliar a sua qualidade de maneira mais abrangente, permitindo identificar e monitorar impurezas, determinar a adequação para usos específicos e promover práticas sustentáveis de gestão hídrica.

Como destacado na Lei das Águas nº 9433 de 1997, é necessário que haja a disponibilidade da água com padrões de qualidade adequados para que seja possível garantir esse bem para as atuais e futuras gerações (BRASIL, 1997). Dessa maneira, é de suma importância que haja a gestão dos recursos hídricos para que a sociedade tenha acesso à água de qualidade que garanta a saúde e o bem-estar.

O enquadramento e classificação dos corpos hídricos é uma ferramenta de gestão dos recursos hídricos que se faz necessário a fim de se ter um maior controle no que diz respeito à poluição e avaliação da qualidade da água. Porto (2002) afirma que a classificação dos corpos hídricos utilizada para realizar o enquadramento baseia-se na combinação de padrões ambientais e nos objetivos de qualidade, que assim são determinados conforme o uso pretendido.

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 dispõe em seu Capítulo II sobre a classificação dos corpos de água, que varia conforme seus usos pretendidos e suas condições de qualidade. A Tabela 3.1, a seguir, apresenta as Classes para corpos hídricos de água doce (PORTO, 2012).

Tabela 3.1 – Classificação e uso para as águas doces (PORTO, 2012)

Classe	Uso
Especial	Abastecimento para consumo humano, com desinfecção; À preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; À preservação de ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
1	Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; À proteção de comunidades aquáticas; À irrigação de hortaliças consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas; À proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
2	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; À proteção das comunidades aquáticas; À recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; À irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins e campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; À aquicultura e à atividade de pesca.
3	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional e avançado; À irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; À pesca amadora; À recreação de contato secundário; À dessedentação de animais.
4	À navegação; À harmonia paisagística.

A classificação dos corpos hídricos deve ser realizada de modo que sejam consideradas as condições atuais, as condições ideais e as condições que são viáveis de serem alcançadas, de maneira que seja garantida a disponibilidade dos recursos hídricos para as atuais e futuras gerações, com base nos seus múltiplos usos (ANA, 2020).

Nas classes de usos mais restritivos, como a Classe 1, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>) deve ser de até 3 mg/L, o oxigênio dissolvido deve ser de no mínimo 6 mg/L, e a turbidez de até 40 UNT. Já para a classe 4, que é a menos exigente, não são estabelecidos valores mínimos de DBO<sub>5,20</sub>, nem de turbidez. Já o oxigênio dissolvido deve ser de no mínimo 2 mg/L, enquanto o pH varia entre 6 e 9 para todas as classes (BRASIL, 2005).

O cumprimento da legislação vigente referente à preservação dos corpos hídricos, de acordo

com a sua classificação, é essencial para a manutenção e preservação do meio ambiente. Nesse contexto, a seleção da tecnologia mais adequada para o tratamento de efluentes dependerá das características físicas, químicas e biológicas do efluente, visando evitar potenciais impactos ambientais.

Metcalf e Eddy (2016) consideram esgoto doméstico como um despejo líquido que é resultante do uso da água em atividades humanas que são gerados por comércios, indústrias, sistemas pluviais, residências, dentre outras fontes. Apesar da legislação ambiental impor padrões de qualidade de água relacionados às bacias hidrográficas do Brasil, nota-se que há uma degradação na qualidade da água no decorrer dos anos e um agravante para tal situação é o aporte de águas residuárias nos corpos hídricos, com especialidade o esgoto doméstico (VERÓL e VOLSCHAN, 2007; BRITO *et al.*, 2019).

Aproximadamente 99% da composição do esgoto doméstico é de água, enquanto 1% é representado por compostos orgânicos e inorgânicos, microrganismos e sólidos presentes na massa líquida. Vale salientar que a depender do consumo de água, horários específicos do dia e condições climáticas e econômicas, a composição e concentração do efluente pode ser alterada. Dessa forma, devido a essa porcentagem (1%), é necessário que seja realizado o tratamento dos efluentes (VON SPERLING, 1996b).

É de suma importância que se conheça os parâmetros físicos e químicos do efluente a ser tratado, para que a partir da caracterização, seja possível adotar o tratamento mais recomendado para que se tenha maior eficiência. Von Sperling (1996b) define a temperatura como uma importante característica física dos esgotos domésticos, que é ligeiramente superior a da água utilizada para abastecimento e é um fator que determina a dinâmica da microbiota, influencia na viscosidade da massa líquida, bem como na solubilidade de gases que estão presentes.

Além da temperatura, o odor, a turbidez e a cor são parâmetros físicos relevantes. Os parâmetros químicos dos esgotos domésticos englobam os sólidos totais, a matéria orgânica (DBO e DQO), nitrogênio total, fósforo, pH, alcalinidade, dentre outros. Já as características biológicas compreendem os coliformes fecais, e outros microrganismos como outras bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos (VON SPERLING, 1996b). A Tabela 3.2 expressa os parâmetros químicos e suas faixas de concentração em esgotos domésticos brutos.

Tabela 3.2 – Parâmetros químicos do esgoto doméstico bruto (VON SPERLING, 1996b)

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Faixa de concentração</b>
Sólidos Totais	mg/L	700-1350
DBO5	mg/L	200-500
DQO	mg/L	400-800
Nitrogênio Total	mgN/L	35-70
Amônia	mgNH <sub>4</sub> -N/L	20-40
Nitrito	mgNO <sub>2</sub> -N/L	0
Nitrato	mgNO <sub>3</sub> -N/L	0-2
Fósforo	mgP/L	5-25
pH	-	6,7-7,5
Alcalinidade	mgCaCO <sub>3</sub> /L	110-170
Cloretos	mg/L	20-50
Óleos e graxas	mg/L	55-170

Dessa maneira, a depender da avaliação das concentrações em que o efluente chega a estação de tratamento, será possível determinar qual o tipo de tecnologia ideal para um tratamento eficaz e lançamentos que não comprometam a qualidade do corpo hídrico receptor.

### 3.1 Sistemas de tratamento de efluentes: Lagoas de Estabilização

Inúmeras maneiras de tratamento de efluentes foram desenvolvidas tendo como base o mecanismo de autodepuração, para que assim a matéria orgânica presente na massa líquida fosse removida através de processos biológicos (CAMPOS, 1994). Sabe-se que o sistema de tratamento de efluentes engloba processos que podem ser anaeróbios, aeróbios e anóxicos. Dessa maneira, para realizar a escolha da tecnologia de tratamento de águas residuárias, é de suma importância que se estabeleça qual será o processo dominante do sistema de tratamento.

O tratamento químico de efluentes pode envolver diversos processos, dentre eles, os Processos Oxidativos Avançados (POAs), que possuem uma alta capacidade de remoção de poluentes presentes em efluentes. Dentre os POAs, destaca-se o Fenton, que é um processo oxidativo baseado em reações com o peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) em que íons de ferro são utilizados como catalizadores gerando radicais hidroxila que são responsáveis por mineralizar os poluentes orgânicos. Assim como a maioria dos processos, existem limitações que podem ser solucionadas com a associação do POA e o processo biológico, por exemplo (ARAÚJO *et al.*, 2016).



De acordo com von Sperling (1997), para realização da escolha da tecnologia, é crucial que sejam considerados alguns critérios, tais como baixo custo de implantação e manutenção, eficiência e sustentabilidade do sistema de tratamento e que o sistema tenha uma via útil elevada. Von Sperling (2007) enuncia que os níveis de tratamento estão divididos em 4 categorias: nível preliminar, nível primário, nível secundário e terciário, conforme apresentado na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Níveis de tratamento de efluentes (Modificado de Goffi, 2017)

Nível	Remoção	Eficiência de remoção	Unidade de Tratamento
Preliminar	Sólidos em suspensão grosseiros; Materiais de maiores dimensões; Areia; Gorduras	-	Grade; Desarenador; Medidor de vazão
Primário	Sólidos em suspensão sedimentáveis; DBO em suspensão	SS: 60-70% DBO: 25-30% Coliformes: 30-40%	Tanques de decantação Tanques sépticos
Secundário	DBO em suspensão; DBO solúvel; Eventualmente nutrientes e patógenos	DBO: 60-80% Coliformes: 60-99%	Lagoas de estabilização e variantes; Processos de disposição sobre o solo, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes
Terciário ou Avançado	Nutrientes; Organismos patogênicos; Compostos não biodegradáveis; Sólidos inorgânicos dissolvidos; Sólidos remanescentes em suspensão; Substâncias tóxicas; Metais pesados	-	Lagoas de estabilização e variantes; Processos de disposição sobre o solo, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes, lagoas de maturação e polimento, cloração, ozonização, radiação UV, membranas.

Devido a facilidade de implantação, manutenção e operação, juntamente com as condições climáticas favoráveis, o sistema de lagoas de estabilização é comumente utilizado para tratamento de efluentes no Brasil.

No território brasileiro, os sistemas de tratamento mais encontrados são: lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas (sistema australiano), que compõem 364 ETEs. O segundo mais utilizado é o reator anaeróbio, com aproximadamente 328 unidades (ANA, 2017). Os principais sistemas de lagoas de estabilização documentados na literatura são:

- Lagoas anaeróbias

É o tipo de lagoa que possui as menores dimensões de comprimento e largura, porém, a sua profundidade é maior. Devido a esse fato, praticamente não ocorre fotossíntese nesse tipo de lagoa. Assim, o consumo de oxigênio torna-se superior à produção e predominam-se

condições anaeróbias. O tempo de detenção hidráulica é de 3 a 5 dias neste tipo de sistema, e a remoção de DBO varia entre 50% e 60% (VON SPERLING, 2002).

A depender da área a ser disponibilizada para a instalação de uma unidade de tratamento, é recomendável que se utilize de lagoas anaeróbicas seguidas de lagoas facultativas, para que se tenha eficiência superior, visto que a lagoa anaeróbia reduz a carga de DBO que chegará na lagoa facultativa. O nome dessa associação entre lagoa anaeróbia e lagoa facultativa chama-se de sistema australiano (VON SPERLING, 1996a).

- Lagoas aeradas facultativas

Estes tipos de lagoas possuem o sistema semelhante ao das lagoas facultativas, que são caracterizadas por possuírem uma zona facultativa, em que parte do tratamento ocorre em meio anaeróbio e outra parte em meio aeróbio, porém, a diferença está na presença de aeradores mecânicos que são responsáveis por disponibilizar oxigênio (VON SPERLING, 2002). Nesse sistema, a parte sólida sedimenta e é decomposta anaerobicamente no fundo da lagoa. As vantagens desse sistema é que possuem manutenção simples, baixo custo e removem cerca de 80%-95% da matéria orgânica medida como DBO e de 40%-60% da matéria orgânica medida com DQO (SUBASHINI, 2015).

- Lagoas aeradas de mistura completa

É o tipo de sistema de tratamento que se utiliza da incorporação de energia que é introduzida por unidade de volume de maneira elevada, objetivando a dispersão dos sólidos presentes na lagoa, sejam eles no meio líquido ou em mistura completa, se tornando um sistema eficiente na remoção de DBO (VON SPERLING, 2002).

A lagoa aerada de mistura completa é uma alternativa para reduzir o volume da lagoa aerada facultativa, visto que a maior turbulência na unidade aumenta a porcentagem de oxigênio no meio e o grau da mistura, o que resulta um maior grau de energia por unidade de volume. O tempo de detenção hidráulica deste tipo de sistema varia de 2 a 4 dias. Vale salientar que é recomendado que após o efluente passar por esse sistema, o tratamento seja complementado com uma lagoa de decantação, pois a biomassa suspensa que compõe o efluente tratado pode impactar a qualidade da água do corpo hídrico receptor (VON SPERLING, 1996a).

Além dos sistemas abordados acima, existem também as lagoas facultativas e lagoas de alta taxa, cujos sistemas são fortemente ligados ao processo de fotossíntese realizado por

microalgas e cianobactérias. Sendo assim, são descritas em mais detalhes nos itens a seguir.

### 3.1.1 Lagoas facultativas

Segundo von Sperling e Chernicaró (2005), as lagoas facultativas podem ser caracterizadas como um sistema de tratamento de efluentes que possui simplicidade na sua operação e geralmente tem boa eficiência na remoção de matéria orgânica. Porém, devido requerer grandes dimensões, é necessário que haja disponibilidade de área para a implantação. Estas lagoas possuem profundidades que variam entre 1,5 e 2 metros, o que é necessário para que se possa haver a penetração da luz em uma boa parcela da massa líquida. Já a presença de bactérias facultativas localizadas na zona facultativa permitem que o processo de decomposição continue nos momentos com baixas concentrações de OD, como observado no período da noite, por exemplo.

De acordo com von Sperling (1996a), nas lagoas facultativas ocorre a estabilização aeróbia da DBO solúvel por meio da atividade das bactérias heterotróficas aeróbias e facultativas presentes no meio. Em paralelo, a fração de DBO particulada, sedimenta ao fundo, constituindo o lodo de fundo. Vale salientar que ao adentrar nesse sistema de tratamento, o efluente permanece no tanque por vários dias (tempo de detenção hidráulica), onde sofre processos de decomposição que são realizados por bactérias aeróbias e facultativas, que têm a capacidade de realizar suas funções tanto na presença de oxigênio, quanto na ausência. Dessa forma, neste tipo de ambiente, ao realizarem a decomposição da matéria orgânica, as bactérias liberam o gás carbônico que é utilizado pelas algas, que por sua vez, liberam oxigênio para o meio, havendo um equilíbrio biológico. Após todo o processo, o efluente é liberado pela extremidade oposta. Von Sperling (2002) descreve a dinâmica que ocorre neste tipo de lagoa como uma relação simbiótica entre as bactérias que são heterotróficas e o fitoplâncton que é autotrófico e composto pelas algas e cianobactérias que estão presentes na massa líquida. Todo esse processo pode ser observado na ilustração presente no estudo de Godoy (2007), na Figura 3.1, a seguir.

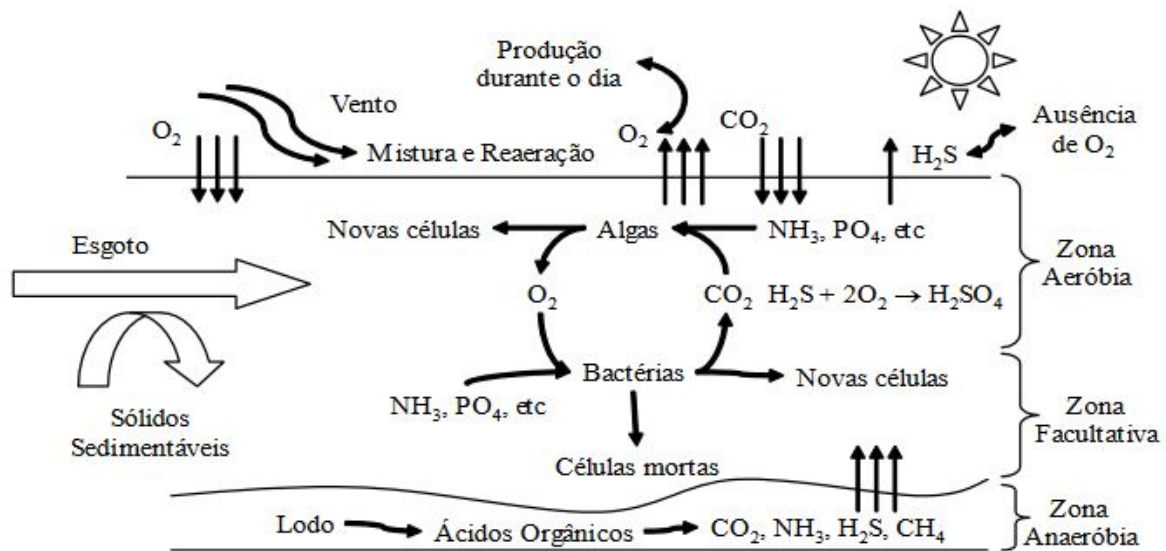


Figura 3.1 – Relações bioquímicas nas lagoas facultativas (GODOY, 2007)

Von Sperling (2002) diz que uma característica primordial deste tipo de lagoas é o aparecimento de uma zona facultativa, que se localiza entre a zona aeróbia e a zona anaeróbia. Nesta zona, existem bactérias que possuem a capacidade de se desenvolver tanto no ambiente com oxigênio dissolvido na massa líquida quanto no ambiente sem a presença do oxigênio (bactérias facultativas).

Devido à presença da radiação solar, e conseqüentemente a fotossíntese, a produção de oxigênio é maior durante o dia e é maior que a concentração que é de fato utilizada pelos microrganismos, principalmente os que estão acima da zona facultativa. Conforme a profundidade aumenta, após a zona facultativa, onde a penetração da radiação solar já incide com uma intensidade bem menor, podendo também não alcançar toda a profundidade, o consumo de oxigênio é maior que a produção, podendo alcançar a anoxia. Existe um ponto na lagoa em que é chamado de oxipausa, que é caracterizado pelo ponto em que a uma certa profundidade, a produção do oxigênio pelas algas vai ser equivalente ao consumo do oxigênio pelos microrganismos que realizam a decomposição da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996a).

É de suma importância que todos estes processos de interação entre microrganismos ocorram plenamente para que assim possam ser obtidos bons resultados e alta eficiência do sistema. Kellner e Pires (1998) discorrem sobre a importância da presença das cianobactérias nas lagoas facultativas e na manutenção do fitoplâncton deste tipo de ambiente, visto que participam do processo de assimilação dos nutrientes nitrogênio e fósforo.

Nos ambientes hipereutróficos, que são o caso das lagoas de alta taxa, as algas verdes e as cianobactérias interagem e substâncias inibitórias restringem a absorção dos nutrientes, limitando, dessa forma, o crescimento e densidade (ZHAI *et al.*, 2013).

### 3.1.2 Lagoa de alta taxa

As lagoas de alta taxa são lagoas rasas nas quais as águas residuárias adentram para que recebam um tratamento, e foram desenvolvidas na década de 1950 (OSWALD e GOLUEKE, 1960). Nesse sistema, o objetivo é realizar o tratamento do efluente associado a recuperação da biomassa algal (CRAGGS, 2005; SAAVEDRA *et al.*, 2018). A biomassa algal produzida neste tipo de sistema pode receber diversas destinações, como mostrado no trabalho de Assemany (2017), onde a biomassa pode ser utilizada para formação de produtos e subprodutos tais como rações, fertilizantes, biocombustíveis, biogás, dentre outros.

Segundo Andrade Neto (1997), as lagoas de alta taxa possuem como característica primordial uma elevada taxa de degradação bioquímica da matéria orgânica, onde predominam-se condições aeróbias, sem necessidade de aporte de oxigênio no sistema por meio de equipamentos eletromecânicos de oxigênio. Além disso, as lagoas de alta taxa possuem baixa profundidade para proporcionar um ambiente com presença de luz solar em toda a sua coluna d'água e, dessa forma, é um sistema complementante aeróbio.

Alguns estudos vêm sendo realizados e relatam a predominância de algumas espécies de cianobactérias nas lagoas de alta taxa é influenciada por fatores ambientais, tais como temperatura, disponibilidade de luz e vento, fatores operacionais como o pH, a concentração de nutrientes, profundidade, tempo de detenção hidráulica e os fatores biológicos, como os predadores e parasitas (BENEMANN, 2003; ARCILA e BUITRÓN, 2016; ROBLES *et al.*, 2020).

### 3.1.3 Fatores que influenciam o crescimento de microalgas e cianobactérias em lagoas de estabilização

- Temperatura

A temperatura é um fator de suma importância no que diz respeito a eficiência das lagoas, visto que, juntamente com o pH do efluente, é possível se determinar como se dá a atividade relacionada à degradação e o desenvolvimento/crescimento da biota que vive no meio. Vale

ressaltar que o pH ainda pode sofrer variação conforme ocorre as interações no meio, já a temperatura da lagoa é um fator externo que vai depender de variantes tais como a vazão do próprio afluente, a ação dos ventos, o volume da lagoa e sua área superficial, a temperatura do ar e a radiação solar (PROSAB, 1999).

Silva e Mara (1979) acrescentam que além de estar relacionada ao desenvolvimento da biota aquática, a temperatura também é responsável pela estratificação térmica na lagoa, e com isso formam-se camadas em que ocorrem transformações de energia. Devido à diferença de temperatura, as densidades das massas de água acabam variando, e assim as camadas mais densas tendem a ficar abaixo. Além disso, conforme a temperatura se eleva, há uma diminuição da solubilidade do oxigênio dissolvido (LEIRA *et al.*, 2017).

Dessa forma, segundo Pires e Kellner (2001), a estratificação térmica pode alterar o padrão de escoamento e reduzir o volume útil da lagoa, o que afetará a eficiência do sistema, visto que o tempo de detenção hidráulica do sistema está relacionado ao volume do reservatório.

- Radiação solar e disponibilidade de luz

A incidência da radiação solar na lagoa é fundamental para o seu funcionamento, visto que esse fator está relacionado com a fotossíntese que é responsável pela produtividade e metabolismo do sistema.

Nas lagoas de alta taxa, a produtividade algal aumenta conforme a intensidade da luz também se eleva. Os fótons presentes nos raios luminosos fornecem energia para a fotossíntese, onde os nutrientes inorgânicos são transformados em biomassa (SUTHERLAND *et al.*, 2015).

A disponibilidade de luz desempenha um papel crucial na competição entre as espécies que compõem o fitoplâncton. Dessa forma, a depender das condições de disponibilidade de luz, uma espécie pode predominar em relação a outra. Um exemplo disso ocorre nas espécies como *Planktothrix rubescens*, que são capazes de se desenvolver com altas taxas de crescimento em ambientes no metalímnio de lagos estratificados, enquanto espécies de *Planktothrix argardhii* podem ter vantagens em relação a outras espécies do fitoplâncton ao se desenvolver e atingir altas concentrações de biomassa, impedindo a entrada da luz ao longo da coluna d'água (IBELINGS *et al.*, 2021).

- pH

O pH é um fator que influencia muito os processos biológicos que ocorrem nas lagoas, já que para que haja o desenvolvimento e conseqüente crescimento de microrganismos que compõem a biota, é necessário uma faixa de pH que a biota tolere. Além disso, nota-se que o pH sofre alterações ao decorrer do dia e ao longo da coluna d'água, devido à penetração da radiação solar e fotossíntese. Durante o início do período matutino, geralmente, observa-se um pH menor devido gás carbônico e a formação de ácido carbônico que é produzido e acumulado durante o período noturno. Já durante o período de máxima radiação solar, observam-se maiores valores de pH devido ao consumo do CO<sub>2</sub> na fotossíntese (KÖNIG, 2000).

O pH também influencia nas formas iônicas dos elementos químicos na água, tal como disponibilidade de amônia e na precipitação ou dissolução de fosfato na água em presença de ferro. O que por sua vez influencia a composição da comunidade microbiana.

- Nutrientes

Os principais nutrientes que são determinantes no crescimento de cianobactérias são o nitrogênio e o fósforo. Ibelings *et al.*, (2021) afirmam que o fósforo é o nutriente que limita o crescimento do fitoplâncton e o nitrogênio também pode limitar, porém, essa limitação não ocorre por períodos duradouros, visto que o nitrogênio é frequentemente encontrado em formas mais solúveis e pode ser rapidamente absorvidos por plantas aquáticas e pelo fitoplâncton, incluindo as cianobactérias.

De acordo com Downing, Watson e McCauley (2001), conforme a concentração de fósforo total aumenta, o ambiente está mais sujeito ao surgimento de florações de algas.

- Profundidade da coluna d'água

Segundo von Sperling (2002), a profundidade da lagoa influencia na atividade da biota presente no meio aquático. As lagoas rasas possuem uma incidência luminosa praticamente em toda a coluna d'água e são mais propícias a sofrerem variação da temperatura ao longo do dia. Já as lagoas mais profundas, possuem maior estabilidade no que diz respeito as alterações das condições ambientais, com um maior volume de armazenamento de lodo produzido. Dessa maneira, fica evidente que a profundidade da lagoa é fundamental para a

estabilidade ambiental, atividade da vida aquática e, conseqüentemente, a eficácia dos processos de tratamento, impactando diretamente a qualidade global do ecossistema aquático.

- Tempo de detenção hidráulica

Para que haja uma eficiente operação na lagoa, é fundamental considerar o tempo de detenção hidráulica do sistema. Esse parâmetro é responsável pela concentração da biomassa da lagoa e quando se tem valores elevados, a biomassa pode sofrer um acúmulo, o que reduz a quantidade de luz que penetra ao longo da profundidade da lagoa e afeta a fotossíntese. Com maior tempo, as relações entre os microrganismos mudam e isso gera uma mudança na composição da comunidade. Para lagoas de alta taxa, o tempo de detenção hidráulica varia de 3 a 9 dias (Sutherland *et al.*, 2015).

- Predadores

De acordo com Berg e Sutula (2015), as condições de florações de cianobactérias podem ser influenciadas pela predação por níveis tróficos mais elevados. Dessa forma, se predadores de níveis superiores forem mais resistentes, a população de cianobactéria pode ser regulada. Porém, se os predadores não forem suficientes, as cianobactérias podem dominar o ecossistema aquático e formar florações. Sendo assim, a predação pode ser responsável tanto por limitar uma floração de cianobactéria como não impedir a floração.

### **3.2 Lagoas de estabilização e a ciclagem de nutrientes**

As lagoas de estabilização são unidades de tratamento de efluentes construídas artificialmente baseando-se em fatores climáticos, tais como a radiação solar e o vento, e os fatores biológicos, como as bactérias e algas. O objetivo dessas lagoas é tratar o efluente de maneira análoga ao processo de autodepuração natural de um corpo hídrico, ou seja, promover/otimizar o processo natural de ciclagem da matéria (ALMEIDA, 2017).

Esteves (2011) afirma que a ciclagem natural de nutrientes garante o equilíbrio físico, químico e biológico no meio ambiente, e é necessário que ocorra uma série de iterações e de reações químicas envolvendo substâncias, microrganismos consumidores e decompositores. Dentre os ciclos biogeoquímicos mais importantes estão os do Carbono (orgânico e inorgânico), Enxofre, Nitrogênio e Fósforo.



Os microrganismos fotossintetizantes, como as cianobactérias, por exemplo, podem incorporar o carbono inorgânico presente no meio aquático ( $\text{CO}_2$  oriundo da atmosfera ou da respiração), onde através desse mecanismo, moléculas orgânicas são produzidas e podem passar a compor a biomassa. O carbono orgânico pode estar dissolvido na massa líquida (através moléculas oriundas de excreções ou morte dos organismos aquáticos) ou na forma de carbono particulado. O enxofre pode estar presente nos ecossistemas aquáticos em diversas formas iônicas, sendo as formas mais corriqueiras o íon sulfato e o gás sulfídrico, os quais são fontes de enxofre para os produtores primários. Este pode surgir a partir de metabolismo microbiano, intemperismos de rochas, através das chuvas, da agricultura e de fertilizantes agrícolas (ESTEVES, 2011).

O nitrogênio é considerado um dos principais elementos na manutenção dos ecossistemas aquáticos, pois é consumido em grandes quantidades pelos produtores primários. Ele pode ser incorporado ao ecossistema através de processos como fixação biológica que é feita por bactérias e cianobactérias, onde ocorre a transformação de  $\text{N}_2$  em nitrogênio orgânico; ou nas chuvas e nas tempestades atmosféricas com presença de raios, onde há a combinação de nitrogênio com oxigênio molecular resultando em óxidos de nitrogênio. O nitrogênio sofre transformações conforme ocorre o processo de ciclagem realizado por microrganismos, e o processo é dividido em etapas que envolvem a amonificação, onde o produto da decomposição de moléculas orgânicas de nitrogênio é a amônia; a nitrificação, é o processo posterior, no qual ocorre oxidação da amônia, resultando em nitrito e, com a oxidação deste, posteriormente em nitrato; e a desnitrificação, onde ocorre a redução do nitrito e ele retorna a forma de  $\text{N}_2$  para o meio e atmosfera. Um aspecto importante nesse processo é que os compostos inorgânicos reduzidos funcionam como doadores de elétrons, e conforme ocorre a oxidação desses compostos, os microrganismos conseguem obter energia para seu metabolismo (ESTEVES, 2011).

Esteves (2011) afirma que em ambientes aquáticos com um pH entre ácido e neutro há instabilidade na formação da amônia, que é transformada em íon amônio. Já em ambientes alcalinos, a amônia pode sofrer difusão e ser liberada para a atmosfera. E quando a amônia se acumula na água (geralmente consequência de alta carga orgânica), essa alta concentração se torna tóxica para muitos organismos. A distribuição do nitrogênio amoniacal, do nitrato e nitrito na coluna d'água em lagos e reservatórios está relacionada a questões de produtividade e de decomposição que ocorrem internamente juntamente com a variação

da temperatura no meio. Em locais que possuem características eutróficas de ambientes tropicais observa-se que no epilímnio aeróbico existem baixas concentrações de nitrogênio amoniacal. Esse fato ocorre devido a boa disponibilidade do oxigênio necessário a nitrificação. Conseqüentemente, as concentrações de nitrato são maiores no epilímnio aeróbico e as de amônia são maiores no hipolímnio, com hipoxia ou anoxia (ESTEVEES, 2011).

Klein e Agne (2012) reforçam que o fósforo (P) é imprescindível à vida para que os ciclos biológicos ocorram na natureza, porém, em grandes quantidades, é responsável por poluir e acelerar o processo de eutrofização, que pode ser responsável pela mortandade dos peixes.

O ciclo do fosforo é considerado mais simplificado, comparado aos outros nutrientes, pelo fato de existir apenas uma única forma inorgânica deste elemento, que é o fosfato. Este fosfato aparece no meio devido ao intemperismo/erosão de rochas, decomposição de animais e vegetais, lixiviação, dentre outros. No processo de ciclagem, há compostos orgânicos que são decompostos formando a fração orgânica dissolvida que se originam de excretas produzidas pela biota, organismos mortos e restos vegetais. A fração orgânica dissolvida sofre a mineralização, através da hidrólise enzimática, gerando fosfato (ESTEVEES, 2011). A concentração desse na coluna d'água é fortemente influenciada pela concentração de oxigênio e espécies de ferro (Fe (II)/Fe(III)) que podem reagir com fosfatos, tornando-os insolúveis, precipitados para o sedimento, controlando a produtividade primária (PANTANO *et al.*, 2016).

De todas as formas de fósforo existentes, o Fósforo Total e o Ortofosfato (inorgânico), são os que possuem maior importância do ponto de vista limnológico. O P-total é aplicado para avaliação do estado trófico de um corpo hídrico. Já o P-orto é relevante pelo seu papel de ser assimilado pelos vegetais, bactérias e microalgas (ESTEVEES, 2011).

Nas lagoas de estabilização, o processo de ciclagem de nutrientes se torna diferente dos ambientes naturais por ser realizado através de um controle da unidade e de altos períodos de detenção hidráulica (ALMEIDA, 2017). A Figura 3.2 e a Figura 3.3, apresentam esquemas ilustrativos dos ciclos do nitrogênio e fósforo nesses sistemas.

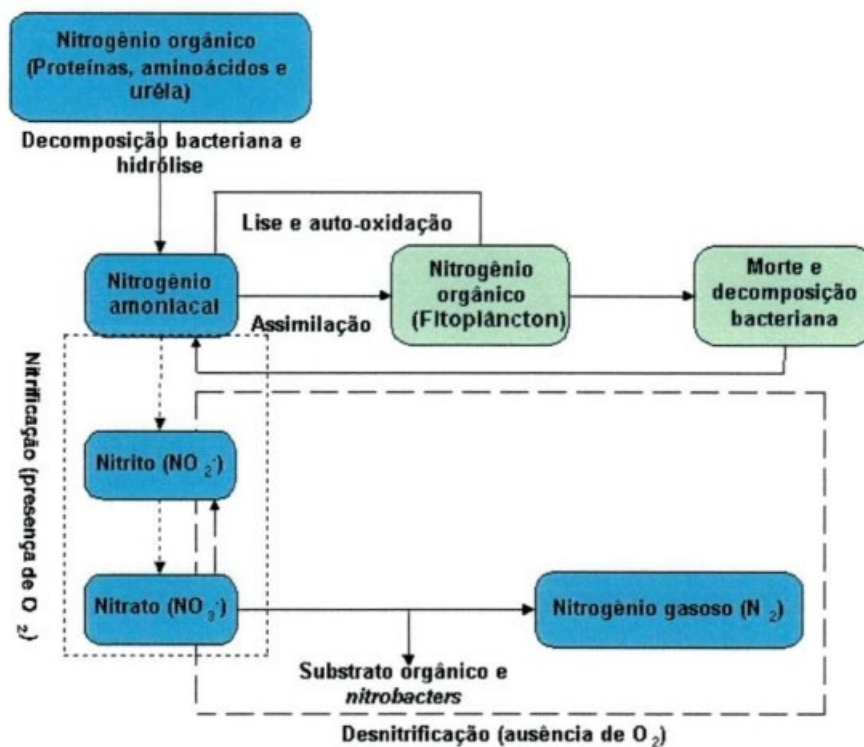


Figura 3.2 – Ciclagem do nitrogênio em lagoas de estabilização (RIBEIRO, 2007)

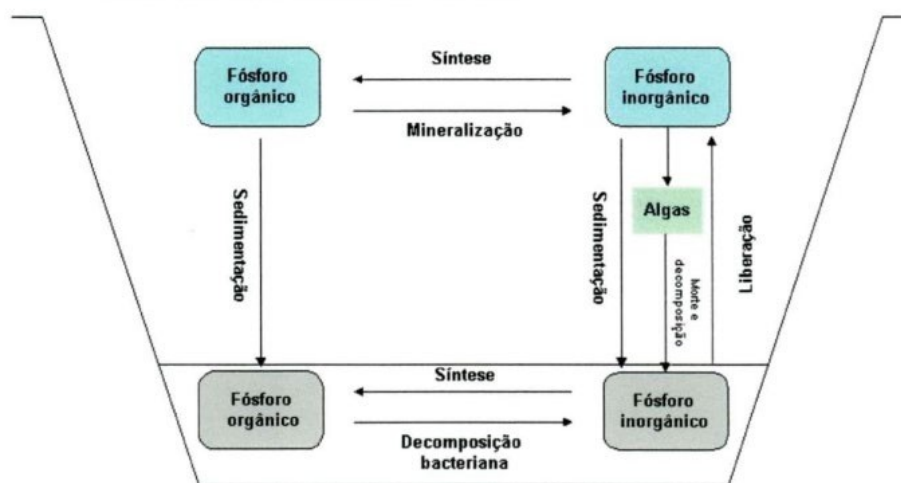


Figura 3.3 – Ciclagem do fósforo em lagoas de estabilização (RIBEIRO, 2007)

### 3.3 Lançamento de efluentes e a eutrofização dos corpos hídricos no Brasil

De acordo a ANA (2022), a população brasileira gera cerca de 9,1 toneladas de esgoto diariamente. Vale ressaltar que aproximadamente 45% da população ainda não possui tratamento de esgoto sanitário, e dos 55% da população que possui tratamento, 43% estão atendidos por rede coletora de empresa de saneamento, e 18% utilizam fossa séptica.

A Resolução CONAMA N° 430, de 13 de maio 2011, diz respeito às condições de lançamentos

de efluentes em corpos hídricos receptores. Nela, são dispostos padrões, parâmetros e diretrizes. Dessa maneira, conforme está descrito no Art. 18, o efluente a ser lançado não deverá acarretar qualquer efeito tóxico para a biota aquática do corpo receptor. Vale ressaltar que no Art. 23 desta mesma resolução, define-se que os efluentes advindos de sistemas de esgotamento sanitário poderão passar por teste de ecotoxicidade, caso o efluente a ser lançado apresente características que sejam potencialmente tóxicas para o corpo hídrico receptor. Sendo assim, é de extrema importância o monitoramento dos efluentes para que sejam evitados possíveis impactos ambientais no corpo hídrico receptor. Mas além da toxicidade, efluentes podem modificar as características gerais da água do ecossistema aquático.

Um fator que pode impactar a biota aquática é a eutrofização, que é caracterizada por ser um processo consequente do aumento da concentração de nutrientes presentes nos corpos aquáticos, em especial o nitrogênio e o fósforo. Esse processo, que tem como consequência o aumento da produtividade do ecossistema (claramente verificado pelo aumento da biomassa algal) pode ser ocasionado por dois tipos de fontes de entrada desses elementos; as fontes naturais, como ocorre, por exemplo, com o carreamento de nutrientes do solo através da chuva, como também podem entrar por fontes artificiais, como é o caso do uso de fertilizantes químicos na agricultura e dos produtos de limpeza (que possuem compostos polifosfatados) (ESTEVEZ, 2011). Além do carreamento dos nutrientes através do escoamento superficial, a eutrofização pode ser acarretada por lançamentos clandestinos de efluentes, não tratados e efluentes ricos em nutrientes que receberam apenas tratamento primário, e até secundário.

Existem índices que são calculados para que seja possível se obter uma visão ampla acerca da qualidade da água através de um valor indicador, para que assim possa ser feita uma interpretação no que diz respeito aos seus múltiplos usos (CETESB, 2013).

O Índice de Estado Trófico (IET) é um indicador com o qual é possível classificar os corpos d'água de acordo com o grau de trofia, analisando a qualidade da água e relacionando a mesma à presença e enriquecimento dos nutrientes, e consequentemente, a eutrofização que é observada pelo crescimento intenso de algas e cianobactérias.

Diversos casos de eutrofização em lagos e rios do Brasil são relatados e estão relacionados ao lançamento de efluentes sem tratamento adequado. Isso ocorre devido as altas

concentrações de nutrientes que compõem a massa líquida do efluente (BARRETO *et al.*, 2013; GADELHA, 2022; ROCHA, 2021).

Dentro do cenário brasileiro, um caso de bastante repercussão foi a eutrofização do Lago Paranoá, localizado na cidade de Brasília, no Distrito Federal, que foi inaugurado no ano de 1959 e tinha o objetivo de aumentar a umidade do ar, principalmente no período de abril a setembro, possibilitar a realização de atividades voltadas ao lazer para a população (BAPTISTA, 1994). Estudos relatam que o crescimento populacional na época em que Brasília foi construída foi maior que o previsto, o que acarretou em alta demanda para tratamento de efluentes, visto que as estações de tratamento existentes não comportavam o alto volume que recebiam, o que resultava em um tratamento inadequado que sobrecarregava o lago (BAPTISTA, 1994). Dessa forma, o lago sofreu um processo de eutrofização artificial.

Assim, nota-se a importância da preservação e manejo dos recursos hídricos para que a população seja atendida e tenha acesso a água de qualidade, evitando problemas de veiculação hídrica. Para isso, é imprescindível que o lançamento de efluentes seja realizado de maneira adequada, cumprindo os padrões impostos na legislação, para que processos de eutrofização sejam evitados visto que favorecem as florações de cianobactérias.

### **3.4 Cianobactérias**

As cianobactérias são microrganismos procariontes que se assemelham bioquimicamente em alguns aspectos às bactérias, componente comum nas comunidades fitoplanctônicas. Estes microrganismos são aeróbicos e fotoautotróficos. As cianobactérias possuem a capacidade de se desenvolver em diferentes ambientes e também atuam no processo da ciclagem dos nutrientes. Estes microrganismos possuem origem estimada em cerca de 3 milhões de anos, sendo considerados um dos pioneiros na Terra e dos primordiais produtores primários responsáveis por liberarem oxigênio na atmosfera primitiva (AZEVEDO e VASCONCELOS, 1998).

Sendo as cianobactérias microrganismos muito antigos, e por esse motivo, muito diversificadas, elas ocupam e se adaptam a diversos ambientes, desde regiões polares até mesmo regiões mais quentes, como é o caso das regiões tropicais. Além disso, elas podem ocupar tanto ecossistemas terrestres quanto marinhos e dulcícolas. Esse fato ocorre devido

estes microrganismos possuírem várias adaptações que facilitam esta ampla distribuição geográfica e constante surgimento de novas espécies. As cianobactérias possuem algumas adaptações que facilitam a sua sobrevivência nos mais variados habitats, tais como se deslocar ao longo da coluna d'água por meio de estruturas especializadas para flutuação (aerótopos), fixar o nitrogênio atmosférico (heterocitos), suportar altas radiações, dentre outros (WHITTON e POTTS, 2000).

Os aerótopos são vesículas de armazenamento de gases formadas por feixes de microestruturas cilíndricas de proteínas (CHORUS e WELKER, 2021). Dessa maneira, esse tipo de adaptação que permitem a flutuabilidade das cianobactérias propicia a movimentação das mesmas de maneira vertical na coluna d'água (MORALES, 2015).

Os heterocitos são células responsáveis por fixar nitrogênio atmosférico através de enzimas que possuem a capacidade de realizar a redução do nitrogênio em amônio. Estas células são diferenciadas pelo seu formato e suas dimensões, o que facilita no momento da análise microscópica. Vale salientar que a formação dos heterocitos vai estar atrelada a determinação genética. Além disso, a presença ou não depende de fatores ambientais e também condições fisiológicas (CHORUS e WELKER, 2021).

Mecanismos de resistência à radiação também surgiram em cianobactérias permitindo-as se estabelecerem em ambientes que possuem elevada radiação. Sinha *et al.* (2001) descreve alguns mecanismos de adaptações das cianobactérias em ambientes com alta radiação UV-B. Dentre os mecanismos, está a produção de substâncias que são capazes de absorver a radiação UV-B e a produção de moléculas que possuem o potencial de neutralizar as espécies reativas de oxigênio que são produzidas devido à alta radiação.

Algumas adaptações da estrutura morfológica das cianobactérias são consequência da presença desses microrganismos em diversos tipos de ambientes. Isto pode ser comprovado através de vários estudos que relatam o aparecimento de florações de cianobactérias em diversos países que possuem fatores externos, como o clima, por exemplo, totalmente distintos (OLIVER, CORBURN e RIBEIRO, 2019; ABDALLAH *et al.*, 2021).

Segundo Huang e Zimba (2019), devido as cianobactérias serem considerados produtores primários que possuem facilidades adaptativas ao ambiente e serem microrganismos competitivamente bem-sucedidos, produtores de metabolitos secundários, podem influenciar fortemente o ecossistema e, em situações de grande dominância, impactar a biota.

Os metabólitos secundários são caracterizados por serem compostos que são produzidos na célula, mas não são utilizados no metabolismo basal (processos ininterruptos de manutenção celular). Vale ressaltar que as toxinas das cianobactérias também estão incluídas nesse grupo de compostos. Dentre os metabólitos, estão os alcaloides, alguns lipídios, oligopeptídeos, dentre outros. Uma vasta quantidade de metabólitos secundários das cianobactérias serve de auxílio no que diz respeito à proteção contra radiação UV. Outros são eficientes na inibição de crescimento de competidores e tóxicos a predadores (CHORUS e WELKER, 2021).

Dentre os vários microrganismos que estão presentes nas lagoas de estabilização, as cianobactérias, um dos responsáveis pelo processo de captura de nutrientes do efluente e fornecimento de oxigênio livre, pode causar danos por meio das cianotoxinas, pois apesar das cianobactérias serem importantes nos processos biológicos da lagoa, caso haja um crescimento excessivo com domínio desses microrganismos, pode representar um problema para a biota aquática (MORALES, 2015).

Dessa forma, essa questão torna-se preocupante, já que nos efluentes tratados podem estar presentes cianotoxinas, que quando lançados em corpos hídricos receptores, podem afetar a biota, e possivelmente a saúde humana.

#### 3.4.1 Cianotoxinas

Inúmeras espécies de cianobactérias que são produtoras de cianotoxinas estão distribuídas pelo mundo e a sua frequência de ocorrências vem aumentando devido principalmente ações antrópicas e alterações das mudanças climáticas. A preocupação cresce quando essas cianotoxinas acumulam-se em células de animais aquáticos e vegetais que são consumidos pelos seres humanos, vegetais e as toxinas são transferidas para níveis tróficos superiores (BURATTI, *et al.*, 2017). Quanto a regulação da produção desses metabólitos, a questão da luminosidade, nutrientes, estabilidade da coluna d'água são fatores importantes.

As cianotoxinas são classificadas conforme a sua toxicidade de acordo com sua classe química ou os seus efeitos nos animais vertebrados. Dessa forma, as cianotoxinas estão inclusas em um dos grupos tais como neurotoxinas, citotoxinas, hepatotoxinas e as dermatotoxinas (PANOSSO *et al.*, 2007).

De acordo com Buratti *et al.*, (2017), as principais classes são as neurotoxinas (anatoxinas e saxitoxinas), caracterizadas quimicamente como alcalóides, que contém as cianotoxinas

mais potentes já identificadas, as quais afetam o sistema nervoso. As hepatotoxinas (microcistinas e nodularinas), segundo Azevedo e Vasconcelos (1998), geram o tipo mais comum de intoxicação por cianobactérias e são compostas quimicamente por peptídeos cíclicos, e podem ser responsáveis pela formação de tumores hepáticos ou promoção de doenças ligadas ao fígado. As dermatotoxinas são lipopolissacarídeos (LPSs) caracterizados por acarretar lesões dermatológicas (CHORUS e WELKER, 2021). As principais citotoxinas são as cilindrospermopsinas que são alcalóides de amplos efeitos no organismo de animais vertebrados. Globalmente, as cianotoxinas de maior relevância ambiental e para a saúde pública são:

- Microcistina (MC)

Segundo Chorus e Welker (2021), as microcistinas (MCs) são peptídeos cíclicos contendo 7 aminoácidos, sendo comumente encontrados em águas doces e salobras. Por haver inúmeras combinações diferentes dos dois aminoácidos variáveis, juntamente com alterações em outros grupos funcionais, atualmente há mais de 279 variantes de MCs (BOUAÏCHA *et al.*, 2019). Sendo que a variante estrutural mais estudada devido a sua ocorrência global, e mais preocupante, devido sua toxicidade elevada, é a MC-LR, a qual possui leucina na sua posição dois e arginina na sua posição quatro (HUISMAN *et al.*, 2018). Os principais efeitos das microcistinas são: inibição das proteínas (enzimas) fosfatases e promoção de estresse oxidativo em todas as células que absorverem essa toxina. Como o tecido hepático tem a maior quantidade de transportadores capazes de internalizar essas moléculas, o fígado geralmente é órgão mais afetado. A  $DL_{50}$  em camundongos (dose letal para 50% dos organismos testados) das microcistinas varia de 50 a 1200  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (CHORUS e WELKER, 2021). Segundo estudos de Yilmaz *et al.*, (2021), mesmo baixas doses da toxina da MC-LR em vertebrados podem causar danos do DNA, levando a mutações e ao desenvolvimento de tumores.

- Cilindrospermopsina (CYN)

Segundo Chorus e Welker (2021), as cilindrospermopsinas são alcalóides formados por um grupo guanidínico tricíclico combinado com uma hidroximetiluracila. Os primeiros casos de intoxicações devido a CYN, estão datados no ano de 1979, na Austrália (CHERNOFF *et al.*, 2018) e existem cinco variantes de CYN. Seus efeitos no organismo de vertebrados são amplos (hepáticos, renais, respiratórios etc.) e são consequência de formação de metabólitos



tóxicos, inibição da síntese protéica e danos ao DNA. Além disso, a CYN é o único grupo confirmado como cancerígeno. A  $DL_{50}$  em camundongos (dose letal para 50% dos organismos testados) de CYN é de aproximadamente 180  $\mu\text{g}/\text{kg}$  pela via intraperitoneal em camundongos (CHORUS e WELKER, 2021).

De acordo com Boopathi e Ki (2014), as cepas produtoras têm capacidade de secretar elevadas concentrações para o meio, o que torna uma cianotoxina preocupante no que diz respeito à saúde pública e ao meio ambiente, já que a CYN possui a característica de ser facilmente solúvel em água, quimicamente estável e bastante persistente em ambientes aquáticos (CHISWELL *et al.*, 1999). A CYN possui uma considerável estabilidade em ambientes sem luz, e com grande amplitude de temperatura, variando de 4°C a 50°C, com duração de até semanas (ILS, 2000).

- Saxitoxina (STX)

As STXs, são caracterizadas como alcaloides naturais, que são produzidos tanto por dinoflagelados que vivem na água marinha como também por algumas espécies de cianobactérias (WHO, 2020). Elas pertencem ao grupo de alcaloides carbamatos, podendo apresentar dois sulfatos, que são as C-toxinas, um sulfato, que são as G-toxinas e nenhum sulfato, que são as saxitoxinas (AZEVEDO e BRANDÃO, 2003).

Existem 57 variantes de STX. Seus efeitos no organismo de vertebrados são náusea, taquicardia, convulsões, dentre outros. Esses efeitos são consequência principalmente do bloqueio de canais de sódio, potássio e cálcio nos neurônios, o que impede o impulso nervoso. A  $DL_{50}$  em camundongos (dose letal para 50% dos organismos testados) de STXs é de aproximadamente 8,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  para as STX pela via intraperitoneal em camundongos e por essa razão estão entre as moléculas mais tóxicas da natureza (CHORUS e WELKER, 2021).

Além dessas toxinas, existem as anatoxinas e as nodularinas que se inserem no contexto mundial de saúde pública. Dessa maneira, as cianotoxinas podem afetar a saúde humana e causar inúmeros sintomas em vários órgãos importantes do corpo humano, conforme pode ser observado na Figura 3.4.

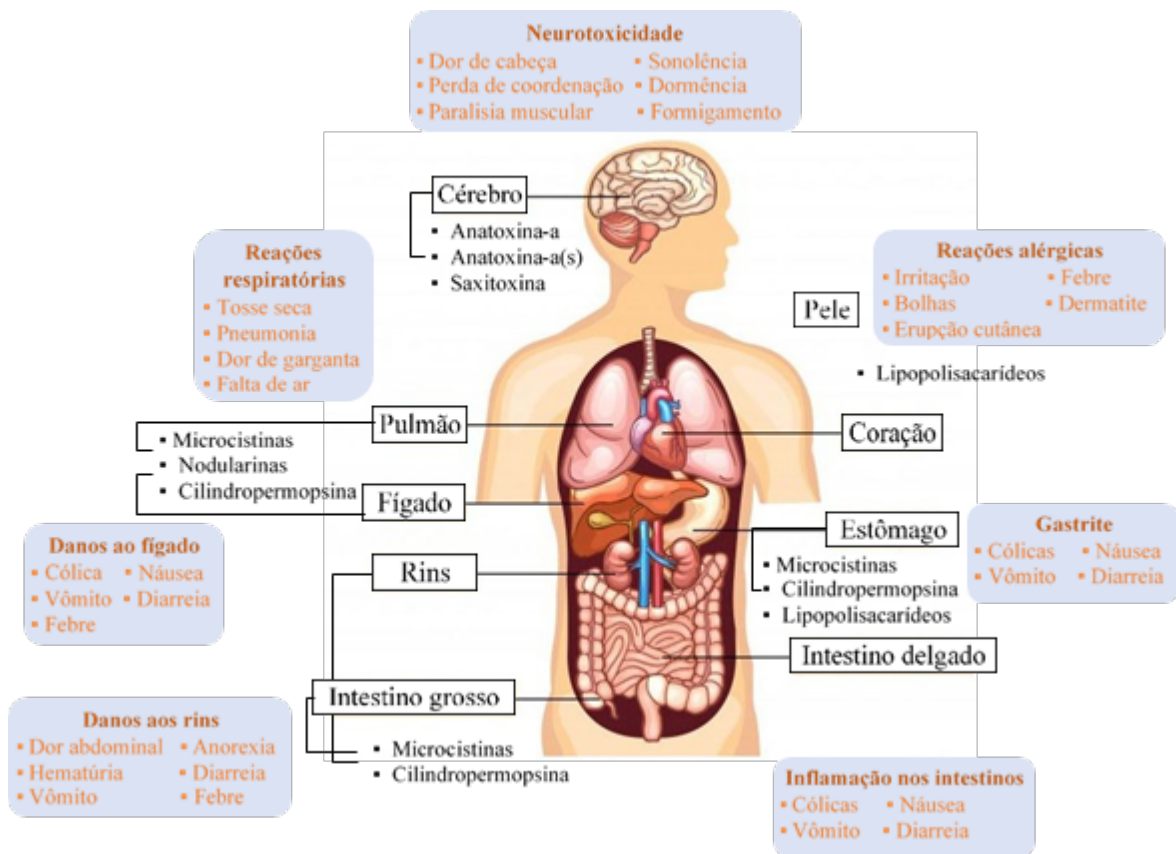


Figura 3.4 – Efeitos das cianotoxinas no corpo humano (Modificado de Abdallah *et al.*, 2021)

### 3.4.2 Contaminação por cianobactérias: Um breve histórico no Brasil e no mundo

Há relatos de intoxicações ocasionadas pelas cianotoxinas, tanto em humanos quanto em animais. De acordo com Falconer, Runnegar e Beresford (1983), um dos primeiros casos registrados foi de intoxicação de uma população que consumia água de um reservatório na Austrália, onde foi encontrada uma floração do gênero *Microcystis*, acarretando lesões hepáticas na população. Outros casos de intoxicação no mundo estão relatados no estudo de Falconer (1994). O autor relata casos ocorridos na China, Inglaterra, Austrália e África do Sul.

No Brasil, Texeira *et al.*, (1993) descreve o ocorrido no estado da Bahia, onde foi encontrada uma floração de cianobactérias no reservatório de Itaparica, cuja água a população consumia, o que acarretou mais de duas mil pessoas intoxicadas e 88 óbitos, porém não houve análise para a confirmação da presença de cianotoxinas.

Outro caso que teve grande repercussão foi a tragédia ocorrida em Caruaru, no estado de Pernambuco, no ano de 1996, onde aproximadamente 126 pacientes renais crônicos foram

intoxicados e houve aproximadamente 54 óbitos devido à presença de cianotoxinas na água utilizada para realização de hemodiálise. A intoxicação foi causada por microcistinas, o que foi confirmado pela necrópsia e análises químicas do fígado das vítimas. No entanto, cilindrospermopsina também foi detectada no sistema de filtros da clínica de hemodiálise e possivelmente contribuiu para os óbitos (AZEVEDO e VASCONCELOS, 1998).

Assim, os casos ocorridos no Brasil e no mundo levaram à elaboração de diretrizes pela Organização Mundial da Saúde, sobre a qualidade da água para consumo humano, no que se refere a presença de cianobactérias e cianotoxinas. Assim, pode-se observar que atualmente no Brasil existe a Portaria N° 888/2021, que em seu texto também estabelece parâmetros voltados ao monitoramento e limites de concentração de cilindrospermopsinas, saxitoxinas e microcistinas na água utilizada para abastecimento público.

### 3.4.3 Floração de cianobactérias em lagoas de estabilização

Estudos relatam sobre a presença e os problemas da dominância de cianobactérias em lagoas facultativas, como Godoy (2007), Morales (2015) e Lima (2015), bem como afirmam a presença de cianobactérias em lagoas de alta taxa, como as descritas nos trabalhos de Ibekwe *et al.*, (2017) e Santos Neto *et al.*, (2021). Vale salientar que no Brasil existem poucos trabalhos publicados que abordam a temática sobre cianobactérias e cianotoxinas em lagoas de estabilização.

Os estudos de Lima (2015) e Furtado *et al.*, (2019) abordam a presença de cianobactérias em lagoas facultativas. Na pesquisa de Lima (2015) foi realizada uma avaliação em estações de tratamento de efluentes localizadas no Rio Grande do Norte que utilizam o sistema de lagoas de estabilização composto por lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação. Como resultado, observou-se a presença de 7 espécies de cianobactérias na saída da lagoa facultativa e na lagoa de maturação. As espécies encontradas em maiores concentrações foram a *Planktothrix* sp. e *Synechocystis* sp., com parâmetros ideais para o desenvolvimento das cianobactérias tais como: temperatura variando entre 25°C e 28°C e o pH entre 7,7 e 8,2. Além disso, as concentrações médias das densidades de cianobactérias observadas variaram entre  $2,69 \times 10^6$  células/mL e  $6,25 \times 10^4$  células/mL enquanto as concentrações médias obtidas nos efluentes finais das lagoas variaram de  $1,90 \times 10^6$  células/mL a  $9,10 \times 10^3$  células/mL. Dessa forma, foi possível observar altas concentrações de cianobactérias, o que pode ser um fator preocupante no que diz respeito à qualidade da água do corpo hídrico receptor.

Já no estudo de Furtado *et al.*, (2009), os pesquisadores também demonstraram a presença de cianobactérias em um sistema de lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa. Foi observado que o tempo de detenção hidráulica de projeto (5 dias para a lagoa anaeróbia e 24 dias para a lagoa facultativa), na prática foi de 25,4 dias para a lagoa anaeróbia e 49,5 dias para a facultativa. Devido esse fato, as condições tornaram-se mais propícias para que houvesse um maior crescimento de cianobactérias no meio. Outro fato observado no estudo de Furtado *et al.*, (2009) diz respeito à concentração de MCs encontradas no afluente bruto e no efluente tratado, onde foi possível detectar a presença da hepatotoxina microcistina no período do verão.

Em 2013, a principal fonte de água potável que abastecia aproximadamente 60% da população do Uruguai (Rio Santa Lucía) foi ameaçada por uma floração de cianobactérias e a possível causa desse problema foram lagoas de estabilização de uma Estação de Tratamento de Efluentes que serviram de inóculo de cianobactérias para o corpo hídrico receptor, que sofreu o processo de eutrofização (OLANO *et al.*, 2019).

As cianobactérias possuem grande habilidade no que diz respeito ao armazenamento de fósforo, o que auxilia na divisão celular e, por conseguinte, no aumento da população. Vale salientar que o aumento no crescimento de cianobactérias é responsável pelo aumento de turbidez, o que acarreta em menor disponibilidade de energia luminosa para a biota aquática. Dessa forma, as cianobactérias que possuem o mecanismo de flutuação, conseguem alcançar a superfície e receber a radiação solar (HUISMAN *et al.*, 2018).

Além disso, as cianobactérias possuem capacidade de absorção de nitrogênio, sendo este nutriente um fator que também pode determinar a dominância desta espécie, visto que as cianobactérias podem absorver o nitrogênio de diversas formas tais como amônio, nitrito, e nitrato. Já a razão entre os nutrientes nitrogênio e fósforo podem acarretar limitações no crescimento de cepas de cianobactérias. De acordo com Berg e Sutula (2015), essas limitações dependem da carga e concentração de cada nutriente (nitrogênio e fósforo), e conforme as razões N/P crescem ou decrescem, o crescimento das florações pode ser favorecido ou limitado.

Conforme estudos realizados por Olano *et al.*, (2019), as lagoas de estabilização são ambientes com condições propícias para florações de cianobactérias, já que apresentam altas concentrações de nitrogênio e fósforo, pH acima de 8 e alta incidência da radiação solar

(OLIVEIRA, 2010). Essas condições são também favoráveis ao crescimento de outros microrganismos do fitoplâncton, no entanto algumas condições específicas como o baixo fluxo que gera pouca movimentação da massa líquida e um maior tempo de residência da mesma, podem facilitar a dominância de cianobactérias (OLANO *et al.*, 2019).

## 4 ESTUDO DE CASO DA ETE PARANOÁ

De acordo com a Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal (ADASA, 2022), o DF conta com 15 ETEs, dispostas em 4 bacias de esgotamento: Bacia do Lago Paranoá; Bacia do Rio Descoberto/ Melchior; Bacia do Rio Ponte Alta/ Alagado; Bacia do Rio São Bartolomeu. Juntas, essas estações tratam uma vazão total igual à 3.874 L/s. E apresentam diferentes configurações de tecnologias de tratamento, sendo 9, das 15 estações, de nível de tratamento terciário e as demais de nível de tratamento secundário. Da vazão total, cerca de 85% é tratada por sistemas de nível terciário. A Tabela 4.1 elenca as ETEs do DF que possuem sistema de lagoa de estabilização.

Tabela 4.1 – ETEs do DF que possuem lagoas de estabilização (GDF, 2017)

ETE	Descrição resumida do Processo	Corpo hídrico receptor
ETE Alagado	Reator Anaeróbico de fluxo ascendente + Escoamento superficial + Lagoa de Alta taxa + Escoamento superficial + polimento final	Rio Alagado
ETE Brazlândia	Lagoa Anaeróbica - Entre 3 e 5m de profundidade +Lagoa facultativa	Rio Verde
ETE Paranoá	Reator Anaeróbico de fluxo ascendente + Lagoa de alta taxa	Rio Paranoá
ETE Planaltina	Reator anaeróbico de fluxo ascendente + Lagoa Aerada facultativa + Lagoa de Maturação	Ribeirão Mestre D'armas
ETE Recanto das Emas	Reator anaeróbico com fluxo ascendente + Reator Aerado + Lagoa Aerada Facultativa	Córrego Vargem da Benção
ETE Samambaia	Reator anaeróbico de fluxo ascendente + Lagoa facultativa + Lagoa de alta taxa + Lagoa de polimento + Polimento final	Córrego Gatumé Rio Melchior
ETE Santa Maria	Reator anaeróbico de fluxo ascendente + Lagoa de alta taxa + Escoamento superficial + Polimento final	Rio Alagado
ETE São Sebastião	Reator anaeróbico de fluxo ascendente + Escoamento superficial + Lagoa de maturação	Ribeirão Santo Antônio da Papuda
ETE Vale do Amanhecer	Reator anaeróbico de fluxo ascendente + Lagoa aerada facultativa + Lagoa de maturação	Rio São Sebastião

Apesar do Distrito Federal, em geral, apresentar corpos hídricos com água de boa qualidade, também possuem baixas vazões, o que limita, muitas vezes, o abastecimento de água para o consumo da população dessa região, além de dificultar o processo de diluição de águas residuárias (PINTO FILHO e BRANDÃO, 2001).

O Rio Paranoá, que fica localizado à jusante da barragem do Lago Paranoá, no Distrito Federal, é o corpo hídrico receptor da ETE Paranoá e esse trecho do rio é enquadrado como

Classe 3. Vale salientar que a ETE Paranoá é composta por nove lagoas de alta taxa, com ausência de pós tratamento. Dessa maneira, após passar pelas lagoas de alta taxa, o efluente final é lançado diretamente no Rio Paranoá.

Localizado no Centro-Oeste brasileiro, o Distrito Federal possui aproximadamente 5.760 quilômetros quadrados de área territorial (IBGE, 2020) e mais de 3 milhões de habitantes (IBGE, 2021). A região em estudo está inserida no bioma caracterizado como Cerrado e possui clima tropical, com estação seca e estação chuvosa bem definidas.

De acordo com o estudo de indicadores realizado pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB) em 2021, o Distrito Federal coleta aproximadamente 89,48% do esgoto produzido tratando completamente essa porcentagem em nível secundário ou terciário. A CAESB atende cerca de 90,91% da população com a coleta de esgoto. Dentre as Estações de Tratamento de Esgoto do Distrito Federal, está a Estação de Tratamento de Esgoto do Paranoá, que de acordo com Soares e Gomes (1999), surgiu da necessidade da população do Paranoá de ter uma estação de tratamento de efluentes que atendesse a região, juntamente com o fato do Lago Paranoá possuir limitações no que diz respeito ao recebimento do efluente da região.

A ETE Paranoá recebe águas residuárias provenientes da região do Paranoá e do Itapoã. De acordo com CODEPLAN (2022), a população do Paranoá é composta por 74.690 habitantes, enquanto a população do Itapoã, é de 64.747 habitantes. A ETE está localizada na DF-001, e o sistema é composto por tratamento preliminar, que utiliza gradeamento para retenção dos sólidos na entrada da estação, um medidor de vazão do tipo calha Parhsall, desarenador, três reatores UASB e nove lagoas aeróbias de alta taxa, com uma vazão de projeto de 112 L/s (NASCIMENTO, 2019). Neste trabalho, foram analisadas as 9 lagoas de alta taxa, o efluente final, o lançamento do efluente no rio e 150 metros após o lançamento.

Segundo Neder e Harada (1977), nesta ETE foi adotado um sistema que possuísse baixo grau de dispositivos mecanizados, através de processos predominantemente naturais para o tratamento. O sistema foi dividido em três etapas:

- Primeira etapa: composta pelo reator UASB, uma vez que se mostrou uma opção que proporcionou bons resultados em Brasília. Nesse sistema, o objetivo é realizar a retenção das partículas sólidas e digestão da maior parcela da matéria orgânica, apresentando uma eficiência no que diz respeito

a remoção de poluentes e dando origem a uma massa líquida contendo matéria orgânica solúvel e sólidos suspensos.

- Segunda etapa: Esta etapa é baseada na oxidação da matéria orgânica solúvel e compreendem as lagoas de alta taxa. Se comparado aos sistemas convencionais, esse sistema possui elevada capacidade de remoção da matéria orgânica e remoção de patógenos. No tipo de lagoa empregado no projeto, observa-se que o efluente é composto por uma alta concentração de sólidos, que são compostos principalmente por algas e sólidos suspensos.
- Terceira etapa: Devido as características do terreno de implantação, e por questões de custo, optou-se pela implantação de um sistema de escoamento no solo, sendo esta a etapa final do tratamento, já que a área de implantação possuía uma inclinação favorável. A etapa de disposição no solo está desativada há alguns anos, sendo o efluente final da segunda etapa lançado diretamente no rio.

Para realização do projeto e definição da área destinada a construção das lagoas de alta taxa, realizou-se um estudo relacionando a produção do oxigênio/m<sup>2</sup>. dia, e definiu-se a profundidade média ideal de 50 cm (Neder e Harada, 1977). Segundo Neder (1998), para o projeto das lagoas de alta taxa da ETE Paranoá adotou-se um tempo de detenção hidráulica baixo, e uma baixa profundidade, sendo inserida uma agitação contínua fornecida ao sistema através de propulsores com velocidade horizontal de projeto variando de 5 a 15 cm/s, a fim de que a massa líquida fosse movimentada, distribuindo a turbidez para permitir a passagem de luz e a eficiência, no que diz respeito a produção das algas, seria maximizada.

Ao total foram projetadas nove lagoas de alta taxa, em formato de “O”, onde os trechos que as compõem são separados por placas de concreto pré-moldado (SOARES e GOMES, 1999). Os parâmetros de projeto utilizados para a implantação das lagoas de alta taxa da ETE Paranoá estão representados na Tabela 4.2.



Tabela 4.2 – Parâmetros das LATs da ETE Paranoá (Modificado de Soares e Gomes, 1999)

Parâmetro	Unidade	Quantidade
População contribuinte	Hab	60.000
Per-capita DBO	g/hab.dia	54,00
Per-capita esgoto	L/hab.dia	120
Vazão média	m <sup>3</sup> /dia	8.752,00
Carga DBO Remoção prévia	kg DBO/dia	3.240,00
Remoção prévia	%	50,00
Temperatura	°C	20,00
Intensidade de Luz	Cal/cm <sup>2</sup> .dia	400,00
Profundidade	m	0,45
Produtividade esperada	g/m <sup>2</sup> . dia	24,50
Produção de O <sub>2</sub>	g/m <sup>2</sup> . dia	22,78
Carga DBO removível	g/dia	28,12
Área necessária	m <sup>2</sup> dia	57.603,16
Tempo de detenção	dia	2,6
Concentração efluente	mgSS/L	392,02
Área adotada	m <sup>2</sup>	68.103,00
Tempo de detenção adotado	dia	3,5

No decorrer dos anos, algumas etapas da ETE Paranoá sofreram modificações; foram implantadas peneiras mecanizadas que substituíram o gradeamentos, os leitos de disposição do efluente tratado no solo foram desativados, e atualmente o lançamento do efluente final é realizado através de uma tubulação que o destina ao Rio Paranoá (BRESSAN, 2016). O layout da ETE Paranoá está apresentado na Figura 4.1.

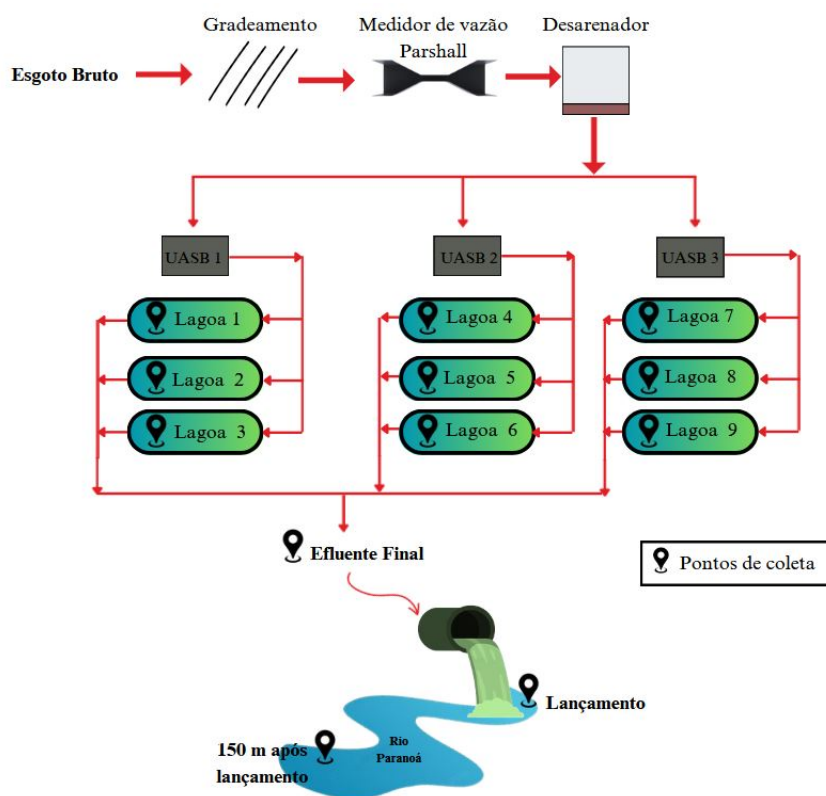


Figura 4.1 – Esquema das etapas de tratamento da ETE Paranoá e pontos de amostragem

Dessa maneira, considerando o estudo detalhado do sistema de tratamento de esgotos da ETE Paranoá e as informações fornecidas sobre suas tecnologias de tratamento, surge a indagação: "O sistema de tratamento de esgotos da ETE Paranoá apresenta desenvolvimento de altas densidades de cianobactérias potencialmente tóxicas em suas lagoas de alta taxa com liberação dos microrganismos para o corpo receptor?" Esta pergunta não apenas direciona a atenção para possíveis desafios ambientais e de saúde pública, mas também destaca a importância de uma análise mais aprofundada dos impactos do tratamento de esgoto nas águas receptoras, evidenciando a necessidade contínua de monitoramento e aprimoramento dos processos de tratamento.

## 5 METODOLOGIA

O trabalho contou com o estudo bibliográfico, que forneceu conceitos sobre o presente tema. A partir disso, o projeto de pesquisa foi dividido em cinco etapas, a primeira correspondeu ao monitoramento físico-químico e microbiológico das lagoas de alta taxa, efluente final, corpo receptor, bem como o cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) dos pontos monitorados. A segunda etapa foi referente ao isolamento das cepas de cianobactérias das amostras que foram coletadas nas lagoas de alta taxa e efluente final. Na terceira etapa, um estudo experimental foi realizado a fim de avaliar o comportamento da cepa de cianobactéria isolada em três níveis da razão N/P. A quarta etapa correspondeu a análise de cianotoxinas (microcistinas, cilindrospermopsinas e saxitoxinas) da cepa isolada. Já a quinta etapa correspondeu a análise estatística dos dados obtidos.

As coletas foram realizadas durante os meses de setembro/2022, outubro/2022, dezembro/2022, janeiro/2023, junho/2023 e julho/2023 (períodos seco e chuvoso), onde foram coletadas de amostras das nove lagoas de alta taxa da ETE Paranoá, bem como no efluente final, lançado no Rio Paranoá. Além disso, foram medidos alguns parâmetros *in loco*, tanto nas lagoas de alta taxa quanto na saída do tratamento. É importante destacar que, devido a grande quantidade de lagoas no sistema, só foi possível a realização de um ponto de coleta em cada uma.

Com o cumprimento dessas etapas, pretendeu-se contribuir para o entendimento dos fatores correlacionados à ocorrência de espécies de cianobactérias nas lagoas de estabilização da ETE Paranoá nos períodos seco e chuvoso, bem como o risco de impacto no corpo hídrico receptor do efluente tratado. Este planejamento está representado na Figura 5.1.

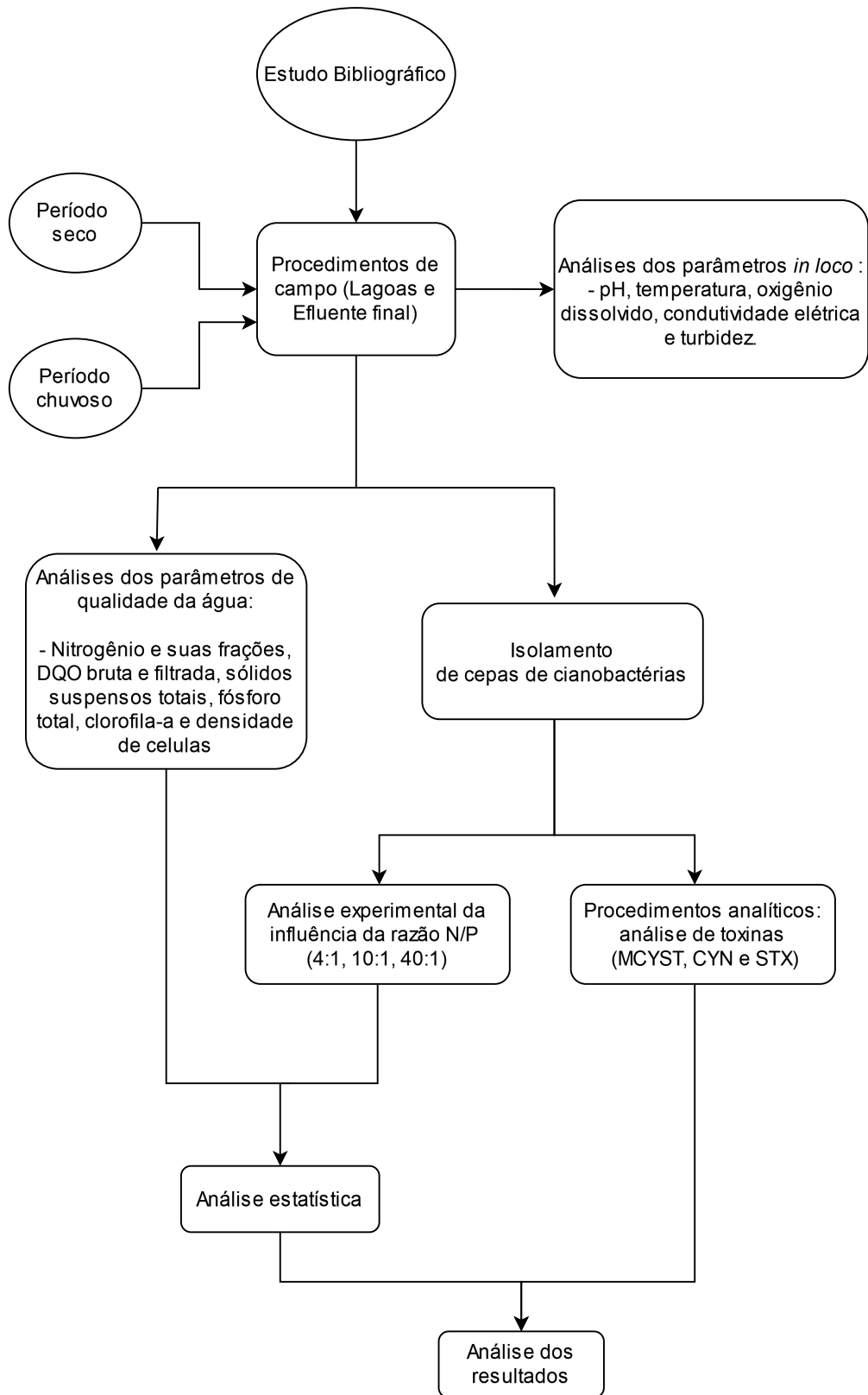


Figura 5.1 – Fluxograma metodológico da pesquisa

## 5.1 Etapa 1: Monitoramento das Lagoas de Alta taxa e Efluente Final

As coletas nas lagoas e no efluente final foram realizadas nos períodos seco e chuvoso. A coleta se deu na margem e na metade da distância entre as extremidades de cada lagoa. Vale ressaltar que no período seco do ano de 2023 também foi possível coletar amostra de água no corpo hídrico receptor (Rio Paranoá). As datas das coletas estão descritas na Tabela 5.1, a seguir.

Tabela 5.1 – Cronograma das coletas nos períodos seco e chuvoso

Nº de coleta	Data
Coleta 1 (C1) – período seco	12/09/2022
Coleta 2 (C2) – período seco	21/10/2022
Coleta 3 (C3) – período chuvoso	26/12/2022
Coleta 4 (C4) – período chuvoso	27/01/2023
Coleta 5 (C5) – período seco	23/06/2023
Coleta 6 (C6) – período seco	14/07/2023

As amostras de foram coletadas por meio de coletores de PVC com haste metálica, como apresentado na Figura 5.2, e acondicionadas em de garrafas com capacidade para 2 litros que foram conservadas em caixas de isopor com gelox a fim de manter constante a temperatura no trajeto até o Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade de Brasília (LSA-UnB). No laboratório, líquotas das amostras foram retiradas para análise dos parâmetros de qualidade da água listados na Resolução CONAMA N° 357/2005.



Figura 5.2 – Coleta realizada com auxílio de coletores de PVC e haste metálica na Lagoa 4

Os valores dos parâmetros hidroquímicos, tais como temperatura da água (T), oxigênio dissolvido (OD) e saturação de oxigênio (OD%), foram determinados *in loco* com o auxílio de sondas portáteis. A turbidez (UNT) foi obtida utilizando um turbidímetro. O pH foi analisado através de um medidor portátil com compensação automática de temperatura. A condutividade foi determinada através do condutivímetro composto por um sistema de dois eletrodos. A radiação solar incidente foi obtida através de dados do INMET. Os parâmetros foram realizados *in loco* estão representados na Tabela 5.2. A partir das coletas de janeiro de 2023, foi utilizada a sonda multiparamétrica da marca EXO-3 YSI para medição do pH, turbidez, condutividade elétrica, temperatura e oxigênio dissolvido.

Tabela 5.2 – Técnicas analíticas para avaliar parâmetros *in loco*

Parâmetro	Unidade	Método	Referência
pH	não se aplica	Potenciométrico	Medida direta com pHmetro
Turbidez	NTU	Nefelométrico	2130 (APHA, 1999)
Condutividade	µmS/cm	Condutância	2510 (APHA, 1999)
Temperatura	°C	Eletrométrico	2550B (APHA, 2017)
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Eletrométrico	4500-O G (APHA, 2017)
Radiação	MJ/m <sup>2</sup> ·dia <sup>-1</sup>	Valores médios mensais	INMET

Uma alíquota de aproximadamente 5 mL das amostras coletadas foi utilizada para identificação e caracterização de cianobactérias presentes no ambiente aquático, com o auxílio de literatura específica, tais como referências listadas na Norma Técnica L5-303 (CETESB, 2013). Além disso, as amostras utilizadas para identificação e contagem foram fixadas com adição da solução de Lugol.

Adicionalmente, foi viável efetuar coletas no corpo hídrico receptor durante as campanhas de amostragens de junho e julho de 2023 em dois locais distintos: um imediatamente após o lançamento e outro a aproximadamente 150 metros de distância do ponto de despejo (a distância máxima viável para coleta devido às limitações de acesso), onde a amostra foi coletada a aproximadamente 30 centímetros abaixo da superfície em ambos os pontos. É importante destacar que não foi possível realizar medições *in loco* dos parâmetros devido a dificuldades logísticas nestes pontos; entretanto, amostras de ambos os pontos foram coletadas e posteriormente analisadas em laboratório.

### 5.1.1 Parâmetros de qualidade da água analisados em laboratório

As amostras das lagoas e do efluente final foram analisadas no Laboratório de Saneamento

Ambiental (LSA)-ENC-FT-UnB, e os parâmetros analisados foram fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais suspensos e clorofila-*a*. As análises realizadas seguiram a metodologia de APHA (2000). Os parâmetros de análise, métodos e procedimento que foram utilizados nas atividades de laboratório são apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Parâmetros de qualidade da água e métodos utilizados nas análises

Parâmetro	Unidade	Método	Referência
Fósforo Total	mg/L	Espectofotométrico	Procedimento 8190 do fabricante HACH (2007)
Nitrogênio Total	mg/L	Semi-Micro-Kjeldahl	4500E (APHA, 2012)
DQO	mg/L	Refluxo fechado, colorimétrico	5220D (APHA, 2012)
Sólidos totais suspensos	mg/L	Gravimétrico	2540D (APHA, 2012)
Clorofila- <i>a</i>	µg/L	Espectofotométrico Extração em etanol 90%	Nush (1980), com modificações

- Nitrogênio Total (NTK)

Com as amostras das coletas realizadas nos meses de dezembro/2022 e janeiro/2023, as análises foram realizadas no Laboratório de Química de Água da Embrapa Cerrados em colaboração com o Dr. Eduardo Cyrino de Oliveira Filho e a Dra. Daphne Heloisa de Freitas Muniz, localizado em Planaltina-DF. Os procedimentos analíticos seguiram as diretrizes da *American Society for Testing and Materials (ASTM), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (SMEWW)* e *International Organization for Standardization (ISO)* (ASTM, 2016; APHA, 2018; ISO, 1998).

Já para as para amostras das coletas dos meses de junho/2023 e julho/2023 as análises de NTK realizadas no laboratório comercial Hidrossolo Ambiental, localizado na CLN 211 Bloco A, Loja 16 Subsolo - Asa Norte, Brasília – DF, o qual segue a metodologia macro-Kjedahl descrita em APHA (2017).

É importante mencionar que alguns dados em algumas coletas ou não puderem ser determinados *in loco* ou não puderam ser analisados por diferentes motivos, logísticos ou técnicos. A obtenção dos dados referentes ao nitrogênio e suas frações foi inviabilizada devido a falhas no equipamento que acarretou em perdas de amostras, resultando na ausência de informações referentes às coletas realizadas em setembro de 2022 e outubro de 2022.

### 5.1.2 Cálculo do Índice de Estado Trófico

Para realizar o cálculo do IET, foram levados em conta os parâmetros Clorofila-*a* e Fósforo Total, no qual o índice representou uma média aritmética que foi calculada para cada componente, utilizando uma equação para o IET para a clorofila ( $IET_{CL}$ ) e o IET para o fósforo ( $IET_{PT}$ ), conforme as Equações 1 a 4 que foram modificadas por Lamparelli (2004) e são utilizadas pela CETESB (CETESB, 2013). De acordo com o valor obtido conforme as Equações 1 e 2 (para rios) e Equações 3 e 4 (para reservatórios), foi possível enquadrar a uma classificação de trofia, conforme a Tabela 5.4 (CETESB, 2013).

- Para rios:

$$IET_{CL} = 10 \left( 6 - \left( \frac{-0,7 - 0,6 \cdot \ln CL}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (\text{Equação 1})$$

$$IET_{PT} = 10 \left( 6 - \left( \frac{-0,42 - 0,36 \cdot \ln PT}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (\text{Equação 2})$$

- Para reservatórios:

$$IET_{CL} = 10 \left( 6 - \left( \frac{-0,92 - 0,34 \cdot \ln CL}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (\text{Equação 3})$$

$$IET_{PT} = 10 \left( 6 - \left( \frac{-1,77 - 0,42 \cdot \ln PT}{\ln 2} \right) \right) - 20 \quad (\text{Equação 4})$$

Onde, “PT” corresponde à concentração de fósforo total da superfície da água ( $\mu\text{gL}^{-1}$ ), “CL” é a concentração de clorofila da superfície da água ( $\mu\text{gL}^{-1}$ ) e “ln” é o logaritmo natural. Dessa forma o cálculo do IET é dado pela Equação 5, a seguir.

$$IET = \frac{IET_{CL} + IET_{PT}}{2} \quad (\text{Equação 5})$$

Tabela 5.4 – Categorias e faixas de classificação do IET (Modificado de CETESB, 2013)

Índice de Qualidade	Classe de trofia	Valores de IET
IET	Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
	Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
	Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
	Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
	Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
	Hipereutrófico	$IET > 67$



## 5.2 Etapa 2: Isolamento e cultivo de cianobactérias

A identificação das cianobactérias ocorreu por meio de utilização de chaves de classificação contidas em Sant'Anna *et al.*, (2006). A confirmação da identificação taxônomica foi gentilmente realizada pelo Dr. Mauro C.P. Vilar do Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias – IBCCF-UFRJ. Nas tentativas de isolamento dessas espécies a partir da água bruta das lagoas, só foi bem sucedido o isolamento de *Geitlerinema amphibium*.

O procedimento de isolamento a partir das amostras coletadas seguiu a metodologia descrita por Andersen (2005) com o auxílio de um microscópio Leica DM LB2. Com a cultivo da cepa isolada (e também do efluente final da ETE Paranoá) foi feita a análise química para verificação de produção das cianotoxinas microcistinas, saxitoxinas e cilindrospermopsinas. Com a cepa de *Geitlerinema amphibium* isolada também foram realizados experimentos para avaliação de efeitos no crescimento de diferentes razões da concentração dos nutrientes Nitrogênio e Fósforo (N/P). A cepa isolada foi cultivada e mantida no LSA, em condição mono-específica, em meio ASM-1 (GIBSON e SMITH, 1982), sob intensidade luminosa de  $55 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ , temperatura de  $25 \pm 2^\circ\text{C}$ , pH 8,0 e fotoperíodo de 12 horas.

Para realização do isolamento, foi necessária preparação prévia e esterilização do material. Para tanto, os materiais foram autoclavados por aproximadamente 30 minutos com temperatura média de  $125^\circ\text{C}$  a 1,5 atm. Já os materiais resistentes ao fogo, como a alça de cobre e a pipeta Pasteur, foram flambados em bico de Bunsen segundos antes da sua utilização. Além disso, as placas de Petri utilizadas para o plaqueamento passaram por autoclavagem e receberam a solução de meio ASM-1 com ágar a 1%, para produção de meio sólido, conforme estabelecido em Andersen (2005), e foram lacradas com *parafilm*.

Alíquotas de amostra recém-coletada foram levadas para a câmara de fluxo laminar onde foi homogeneizada e inoculada em recipiente contendo meio ASM-1 e, em seguida, com auxílio da alça de cobre flambada, a amostra pode ser espalhada pela placa que posteriormente foram vedadas novamente com *parafilm*. Após 3 semanas, aproximadamente, foi perceptível observar o crescimento de colônias de cianobactérias e outros microrganismos, conforme observado na Figura 5.3.



Figura 5.3 – Crescimento de colônias de cianobactérias da amostra do efluente final

As placas de Petri foram observadas em microscópio estereoscópio para análise das colônias e seleção das mesmas para captura e isolamento em meio líquido. Para realização da técnica, utilizou-se uma pipeta Pasteur afinada previamente na ponta com chama do bico de Bunsen e conectada a uma pera de silicone para formar um microcapilar e facilitar a retirada da amostra. Dessa forma, dentro da câmara de fluxo laminar, colônias da amostra foram retiradas da placa por sucção e inoculadas em tubos de ensaio contendo meio ASM-1 estéreis vedados com tampão de algodão para evitar contaminação. Após 7 dias, o cultivo do tubo foi verificado por microscopia quanto ao sucesso do isolamento. O tubo com a cepa isolada foi inoculado em um sistema de cultivo estéril composto de erlenmeyer contendo aproximadamente 1L de meio ASM-1 vedado com tampão e um sistema de aeração. Esses procedimentos estão ilustrados na Figura 5.4. As culturas produzidas a partir desse cultivo foram utilizadas tanto para análise de produção de cianotoxinas quanto para o experimento com diferentes razões N/P.

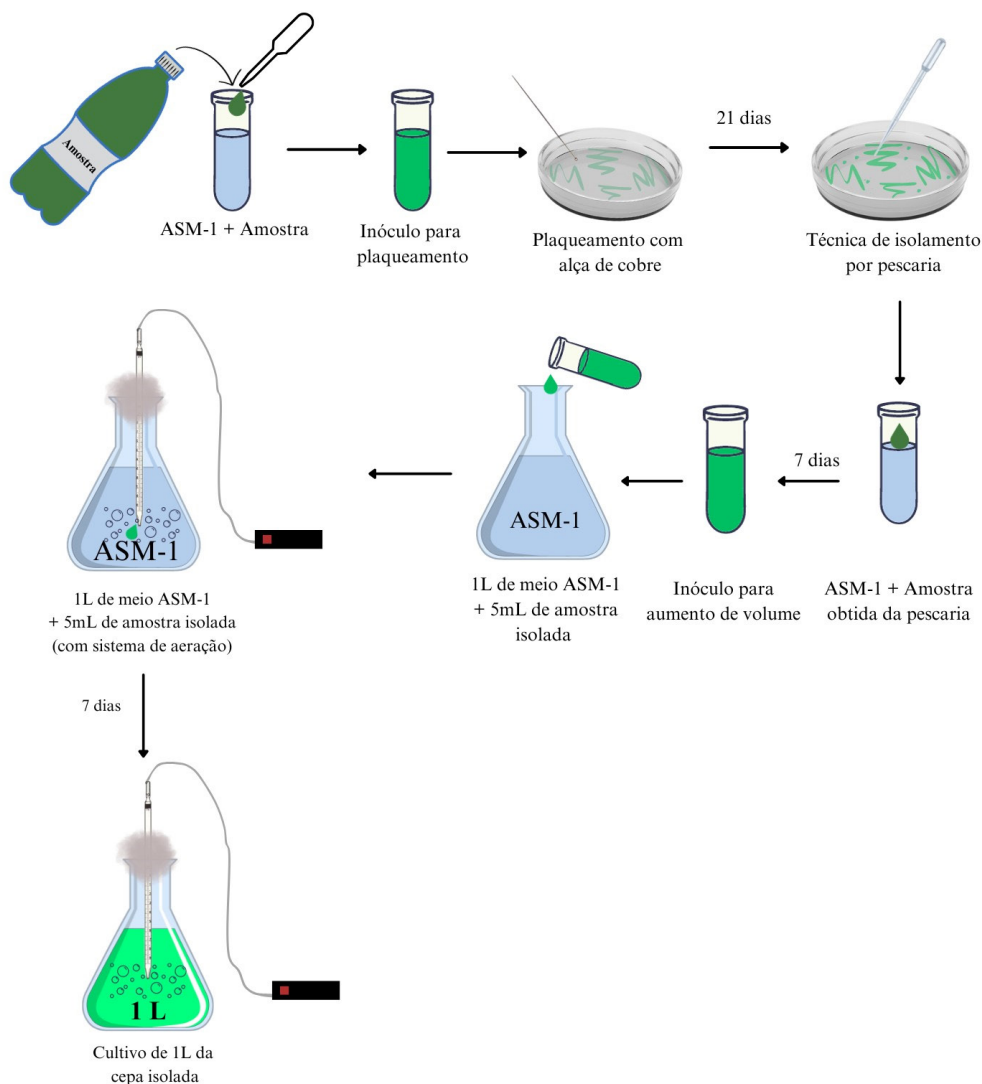


Figura 5.4 – Crescimento da cepa de *Geitlerinema amphibium*

### 5.2.1 Contagem de células de cianobactérias

A contagem de células de cianobactérias, seguindo-se método descrito por Andersen (2005) tanto nas amostras das lagoas quanto na amostras experimentais, foi realizada com câmara de Neubauer em microscópio Leica DM LB2 com aumento de 400 vezes e com o auxílio de contador manual para maior precisão no durante a contagem.

A câmara de Neubauer é composta por uma grade de contagem de 3 mm x 3 mm, contendo 4 quadrantes onde cada quadrante é dividido em 16 quadrantes menores. A câmara possui 0,1 mm de profundidade e cada quadrante tem 1mm<sup>2</sup> de área. Antes da contagem, cada amostra foi diluída com água destilada (conforme a sua densidade de concentração de cada amostra percebida visualmente). A Figura 5.5 mostra a câmara de Neubauer e suas medidas.

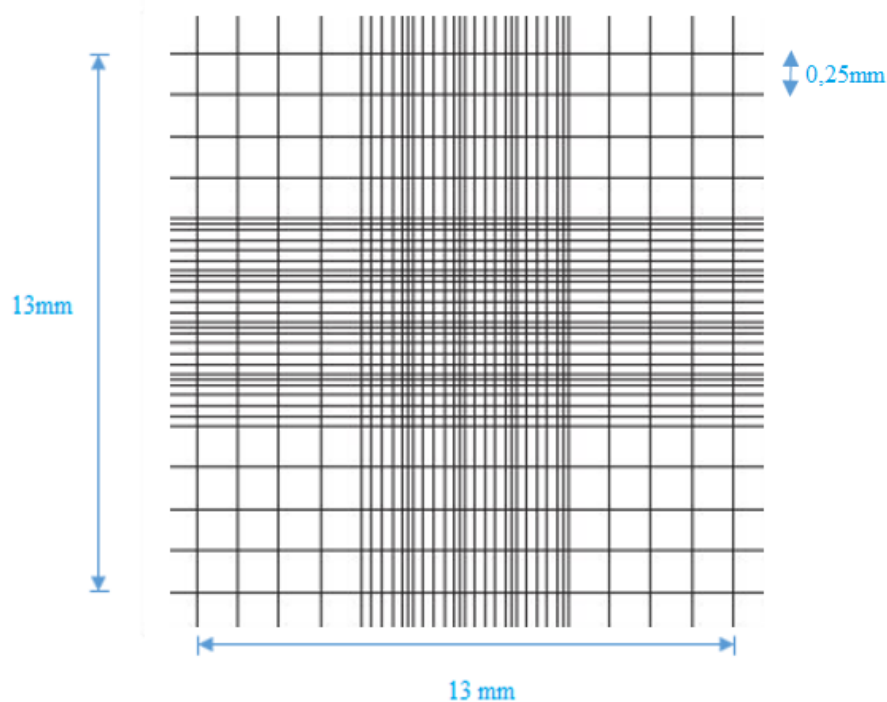


Figura 5.5 – Dimensões da câmara de Neubauer utilizada nas contagens de células de cianobactérias

O cálculo do número de células observadas na câmara de Neubauer (células/mL) se deu a partir da equação proposta em Guillard (1973), conforme a Equação 8, a seguir.

$$N^{\circ} \text{ de } \frac{\text{células}}{\text{mL}} = \frac{\text{número total de células} \times \text{fator de diluição} \times 10^4}{\text{número de quadrantes contados}} \quad (\text{Equação 8})$$

### 5.3 Etapa 3: Comportamento da cepa isolada em 3 níveis de razão N/P

Uma das maneiras de compreender o intenso crescimento de cianobactérias é avaliar a resposta delas à variação de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo. Sendo assim, por meio do experimento da variação da razão N/P, buscou-se investigar como as cianobactérias respondem a diferentes proporções desses nutrientes, refletindo condições encontradas em ambientes aquáticos naturais e afetados pela eutrofização. A variação na razão N/P permite simular condições de baixa, média e alta disponibilidade de nutrientes, fornecendo respostas sobre como esses microrganismos se adaptam a diferentes condições.

Com o experimento investigou-se o crescimento da cepa isolada submetida a diferentes razões  $\text{NO}_3$  e  $\text{PO}_4$ . Para isto, foram consideradas as proporções molares de  $\text{NO}_3:\text{PO}_4$  iguais a 4:1, 10:1 (controle) e 40:1 a fim de verificar o comportamento da cepa isolada. Para que as

concentrações pudessem variar, foi necessário realizar variações nas concentrações dos sais de N do meio de cultivo ASM-1. De acordo com Bortoli (2011), a condição normal do meio ASM-1 possui concentração molar de  $[\text{NO}_3:\text{PO}_4]$  igual a 10. Dessa forma, os meios de cultura foram produzidos variando as concentrações dos reagentes de maneira que a razão  $[\text{NO}_3:\text{PO}_4]$  fosse atendida. A Tabela 5.5 mostra as concentrações utilizadas de cada reagente para 1 litro de solução.

Tabela 5.5 – Quantidade de reagentes utilizados no meio de cultivo ASM-1 modificado com variação dos sais de N para 1L de meio

Composição	$[\text{NO}_3:\text{PO}_4] = 4$	$[\text{NO}_3:\text{PO}_4] = 10$	$[\text{NO}_3:\text{PO}_4] = 40$
NaNO <sub>3</sub>	<b>0,068 g</b>	<b>0,17 g</b>	<b>0,68 g</b>
MgSO <sub>4</sub> .7 H <sub>2</sub> O	0,049 g	0,049 g	0,049 g
MgCl <sub>2</sub> . 6 H <sub>2</sub> O	0,041 g	0,041 g	0,041 g
CaCl . 2 H <sub>2</sub> O	0,029 g	0,029 g	0,029 g
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,0136 g	0,0136 g	0,0136 g
Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0,0268 g	0,0268 g	0,0268 g
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	2,48 mg	2,48 mg	2,48 mg
MnCl <sub>2</sub> . 4H <sub>2</sub> O	1,39 mg	1,39 mg	1,39 mg
FeCl <sub>3</sub> . 6 H <sub>2</sub> O	1,08 mg	1,08 mg	1,08 mg
ZnCL <sub>2</sub>	3,35 mg	3,35 mg	3,35 mg
CoCl <sub>2</sub> . 6 H <sub>2</sub> O	0,19 mg	0,19 mg	0,19 mg
CuCl <sub>2</sub>	1,4 µg	1,4 µg	1,4 µg
Edta Na <sub>2</sub>	7,44 mg	7,44 mg	7,44 mg

O experimento foi realizado com os tratamentos em triplicatas, sob intensidade luminosa de  $55 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ , temperatura de  $25 \pm 2^\circ\text{C}$ , pH 8,0 e fotoperíodo de 12 horas, durante aproximadamente 30 dias. A Figura 5.6 mostra a disposição dos Erlenmeyers durante o experimento.



Figura 5.6 – Erlenmeyers contendo cultivo da cepa de *Geitlerinema amphibium* em diferentes razões N/P

A cada 48 horas, uma alíquota de cada Erlenmeyer foi retrada e armazenada em microtubo tipo eppendorf de 2 mL e fixada com solução de lugol para posterior contagem em microscópio modelo Leica DM LB2, conforme mostra a Figura 5.7.

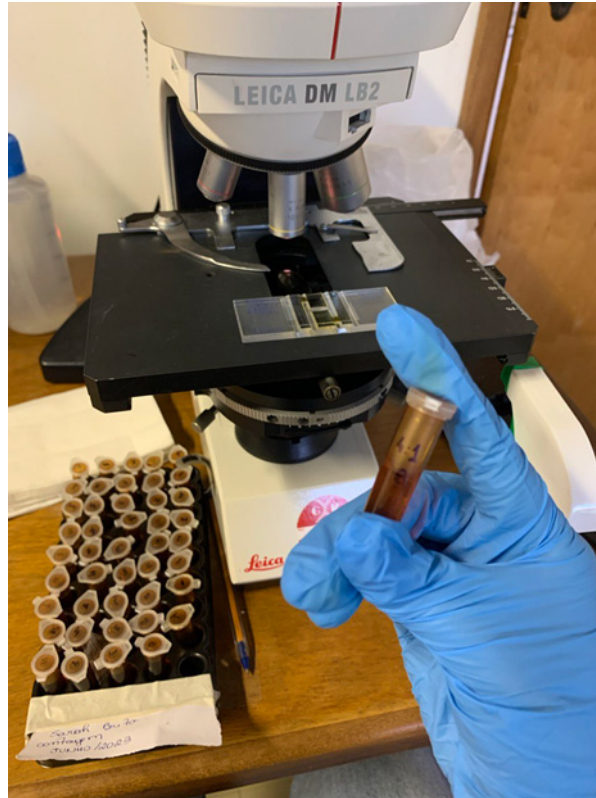


Figura 5.7 – Contagem das amostras retiradas do isolamento e fixadas com lugol

A taxa de crescimento exponencial ( $\mu$ ) da cepa isolada foi calculada conforme Fogg e Thake (1987), de acordo com a Equação 9. E para determinação do intervalo a ser escolhido, foi verificado qual o maior intervalo em que o valor de  $R^2$  fosse próximo a 0,98.

$$\mu = \frac{(\ln N_2 - \ln N_1)}{t_2 - t_1} \quad (\text{Equação 9})$$

Onde  $N_1$  e  $N_2$  são as densidades inicial e final de células, respectivamente;  $t_1$  e  $t_2$  são os tempos inicial e final, em dias, respectivamente. Após o cálculo da taxa de crescimento, foi calculada a taxa de divisões por dia ( $K$ ) a partir da Equação 10 que é descrita em Andersen (2005):

$$K = \frac{\mu}{\ln(2)} \quad (\text{Equação 10})$$

Dessa forma, o tempo de duplicação ( $G$ ) é o inverso da taxa de divisões por dia ( $K$ ), sendo

calculado por meio da Equação 11, a seguir:

$$G = \frac{\ln(2)}{\mu} \quad (\text{Equação 11})$$

#### **5.4 Etapa 4: Análise da produção de cianotoxinas**

Uma cultura da cepa de *G. Amphibium* foi produzida e na fase exponencial de crescimento foi desmontada e teve a densidade celular determinada e foi centrifugada (6.000 x g) para análise separada das frações intra e extracelular de cianotoxinas. No material precipitado, as células foram rompidas por gelo-degelo, ultrasonicação, e posterior filtração. A fração líquida filtrada foi dividida em alíquotas que sofreram extração em fase sólida (SPE) de acordo com o método apropriado para cada toxina e/ou liofilização para concentração das toxinas.

As análises (quantificação e caracterização) da potencial produção das cianotoxinas (microcistinas, cilindrospermopsina e saxitoxinas) pela cepa isolada e também em amostra de água bruta do efluente final foram realizadas por cromatografia líquida de alta eficiência acoplada à espectrometria de massas (LC-MS/MS) no Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias- IBCCF-UFRJ em colaboração com o Dr. Mauro C.P. Vilar seguindo-se os métodos estabelecidos no referido laboratório de acordo com as metodologias de Sivonen *et al.*, (1992) e Spoof *et al.*, (2003).

#### **5.5 Etapa 5: Análise estatística**

Para os dados relativos aos sistemas de lagoas da ETE Paranoá, foram realizados testes de normalidade a fim de determinar a distribuição do conjunto de dados e, posteriormente, o tipo de teste estatístico mais adequado (paramétrico ou não-paramétrico). O teste de normalidade utilizado foi o de Shapiro-Wilk, com nível de significância de 5%. Dessa forma, observou-se que os dados relativos aos conjuntos de lagoas que recebem efluente dos reatores UASB 1, UASB 2 e UASB 3 seguem distribuição normal. Assim, optou-se por fazer o teste de correlação de Pearson, com o objetivo de que fosse possível correlacionar os parâmetros físicos e químicos com a densidade de cianobactéria em cada lagoa para verificar se existe relação estatisticamente significativa entre os parâmetros analisados.

Em relação aos dados obtidos durante o experimento da influência da razão N/P no

crescimento da cepa da cianobactéria isolada, foi realizado o teste de normalidade (Shapiro-Wilk), também com nível de significância de 5% e foi possível verificar que os dados também possuíam distribuição normal. Assim, foi realizado o teste ANOVA *one way*, a fim de que fosse possível verificar se haviam diferenças significativas entre os tratamentos (N/P=4, N/P=10 e N/P=40) e, em seguida, foi realizado o Teste de Tukey de comparações múltiplas para identificar quais tratamentos diferem significativamente entre si considerando o nível  $p < 0,05$  de significância. Os *softwares R e Prism 8* foram utilizados para realização das análises estatísticas.



## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados obtidos referentes as lagoas (L1 a L9) foram separados em grupos conforme origem do efluente: conjunto UASB 1 ( L1, L2 e L3), conjunto UASB 2 (L4, L5 e L6) e conjunto UASB 3 (L7, L8 e L9). O efluente final foi analisado de forma independente dos demais conjuntos de UASB, uma vez que resulta da combinação dos efluentes das 9 lagoas da ETE Paranoá. E com os dados do corpo hídrico receptor e efluente final foi conduzida uma análise estatística descritiva dos dados em dois períodos distintos de amostragem: seco e chuvoso. Vale salientar que as concentrações de nitrito e nitrato obtidos foram praticamente nulas, não sendo elencadas em graficos.

### 6.1 Parâmetros meteorológicos e pluviométricos obtidos através de dados do INMET

Os dados fornecidos representam a variação da radiação solar medida pela estação automática Paranoá (A047), localizada próximo a ETE Paranoá e são observados na Figura 6.1. Foi realizado um calculo da média mensal utilizando o banco de dados fornecido pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

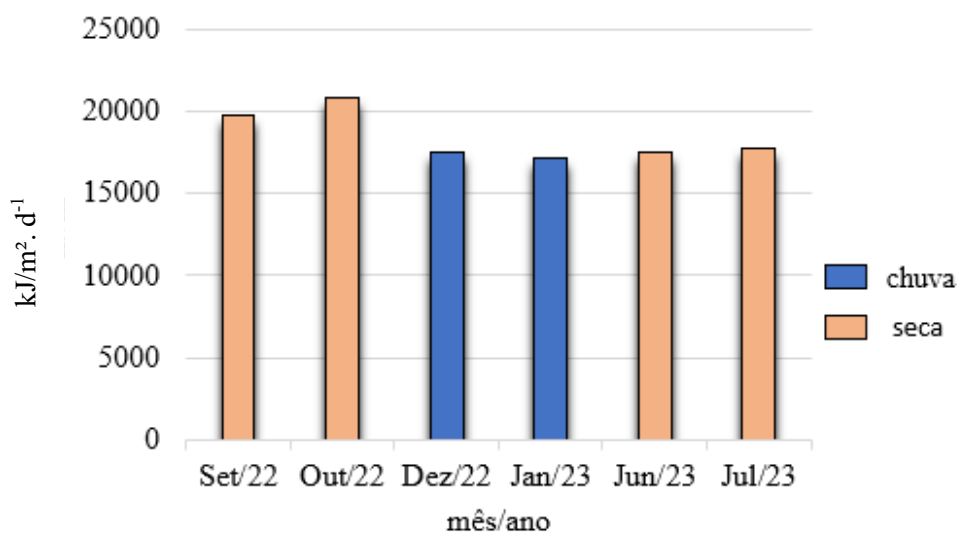


Figura 6.1 – Média mensal da radiação solar em KJ/m².d<sup>-1</sup> em Brasília-DF (INMET, 2023)

De acordo com os dados obtidos, observou-se que o pico máximo de radiação solar atingiu 20.764 KJ/m<sup>2</sup> no final da estação seca, em outubro de 2022. As médias mais baixas foram registradas durante o período chuvoso, como era esperado devido à presença predominante de nuvens, que reduzem a incidência de radiação solar na região. No entanto, um fenômeno interessante foi observado nos meses de junho e julho de 2023, durante o período seco: as

médias de radiação solar foram ligeiramente superiores em comparação com os meses chuvosos. Essa discrepância pode ser atribuída ao fato de que esses dois meses apresentam menos horas de luz solar do que os meses de setembro e outubro de 2022, o que potencialmente compensou a redução da radiação.

Os dados referentes aos valores do volume de chuva acumulados estão registrados na Figura 6.2, onde foi possível observar condições de baixa precipitação para os períodos de seca, como esperado. Na estação chuvosa, o mês de dezembro de 2022 foi o mais chuvoso, atingindo 322 mm de chuva acumulada. Já o mês de janeiro de 2023 teve um volume 40% menor que o mês anterior. O retorno à estação seca, em junho e julho de 2023, apresentou volumes extremamente baixos, marcando 2,4 mm e 0 mm, respectivamente. Esse fato é comum para a região, e a verificação do mês de junho indicou um volume acumulado de apenas 2,4 mm.

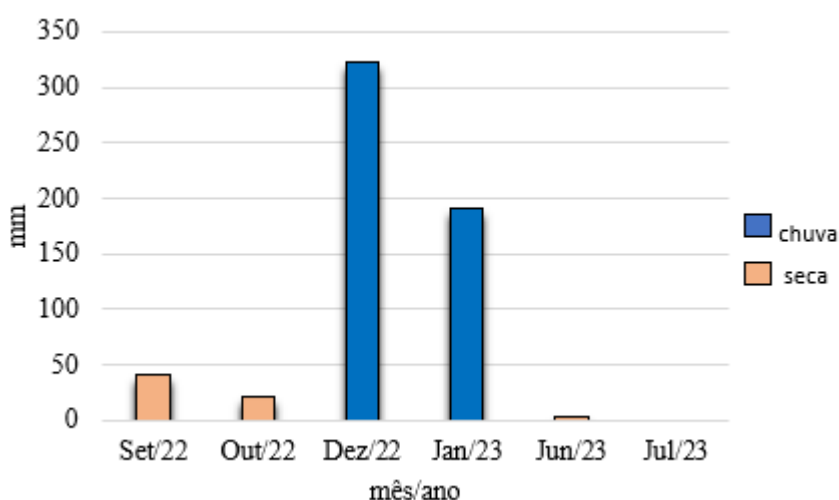


Figura 6.2 – Valores acumulados de chuva mensalmente em Brasília-DF

Tanto a radiação solar quanto a pluviosidade são parâmetros que podem influenciar a dinâmica das lagoas de estabilização. Arcila e Buitrón (2017) estudaram a influência de diferentes níveis (baixo, médio e alto) de radiação em um sistema de lagoas de alta taxa em escala piloto. Nessa pesquisa foi possível verificar que para a radiação solar mais alta ( $22.366,8 \pm 4.269,6 \text{ kJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) as microalgas verdes dominaram o sistema, enquanto em níveis médios de radiação ( $13.676,4 \pm 1.342,8 \text{ kJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) ocorreu a dominância de cianobactérias filamentosas. Enquanto isso, em níveis baixos de radiação solar ( $9.867,6 \pm 1.342,8 \text{ kJ.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) o sistema de LATs foi dominado por fungos e diatomáceas. De acordo com os autores, a mudança da radiação mais alta para a média afetou propriedades

de fixação das microalgas favorecendo a dominância das cianobactérias filamentosas, enquanto a mudança do nível de radiação médio para baixo acarretou em diminuição da produtividade da biomassa primária, porém, observou-se um aumento de produção de substâncias poliméricas extracelulares e o nitrogênio passou a ser um nutriente limitante, o que favoreceu o desenvolvimento de fungos e diatomáceas e prejudicou o crescimento de cianobactérias filamentosas. Se comparados aos valores de radiação observados na ETE Paranoá, os níveis médios observados na pesquisa também favoreceram o crescimento de cianobactérias.

Já Chateaubriand (2023) realizou um estudo sobre a influência da pluviometria e da radiação solar na produção da biomassa de lagoas de alta taxa e foi possível verificar que a produtividade máxima foi obtida em níveis mais elevados de radiação solar e baixos níveis pluviométricos. De acordo com o estudo, maiores índices pluviométricos acarretam em um revolvimento das lagoas e diluição do efluente, afetando a biota e a produção de biomassa.

## **6.2 Parâmetros de qualidade da água analisados *in loco* e em laboratório**

### **6.2.1 Conjunto de lagoas do reator UASB 1**

Para o conjunto de lagoas que recebem o efluente do UASB 1, pode-se destacar que de um modo geral, esse sistema apresentou: pH em condições neutro-alcalinas em todos os períodos, temperatura da água com diferenças entre as estações, destacando-se uma maior diferença em junho. Durante o período seco, observou-se os maiores valores de condutividade elétrica, sólidos suspensos e DQO<sub>bruta</sub> e clorofila-*a*. Outros parâmetros tais como turbidez, DQO<sub>filtrada</sub>, fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e razão N/P apresentaram valores que não se diferenciaram entre os períodos seco e chuvoso. Quanto ao número total de células de cianobactérias, verificou-se maiores concentrações durante o período seco em comparação com o chuvoso, conforme ilustrado na Figura 6.3. Vale salientar que as discussões relativas aos conjuntos de lagoas do reator UASB 1, UASB 2 e UASB 3 serão feitas no item 6.2.4.

Conjunto de lagoas do reator UASB 1

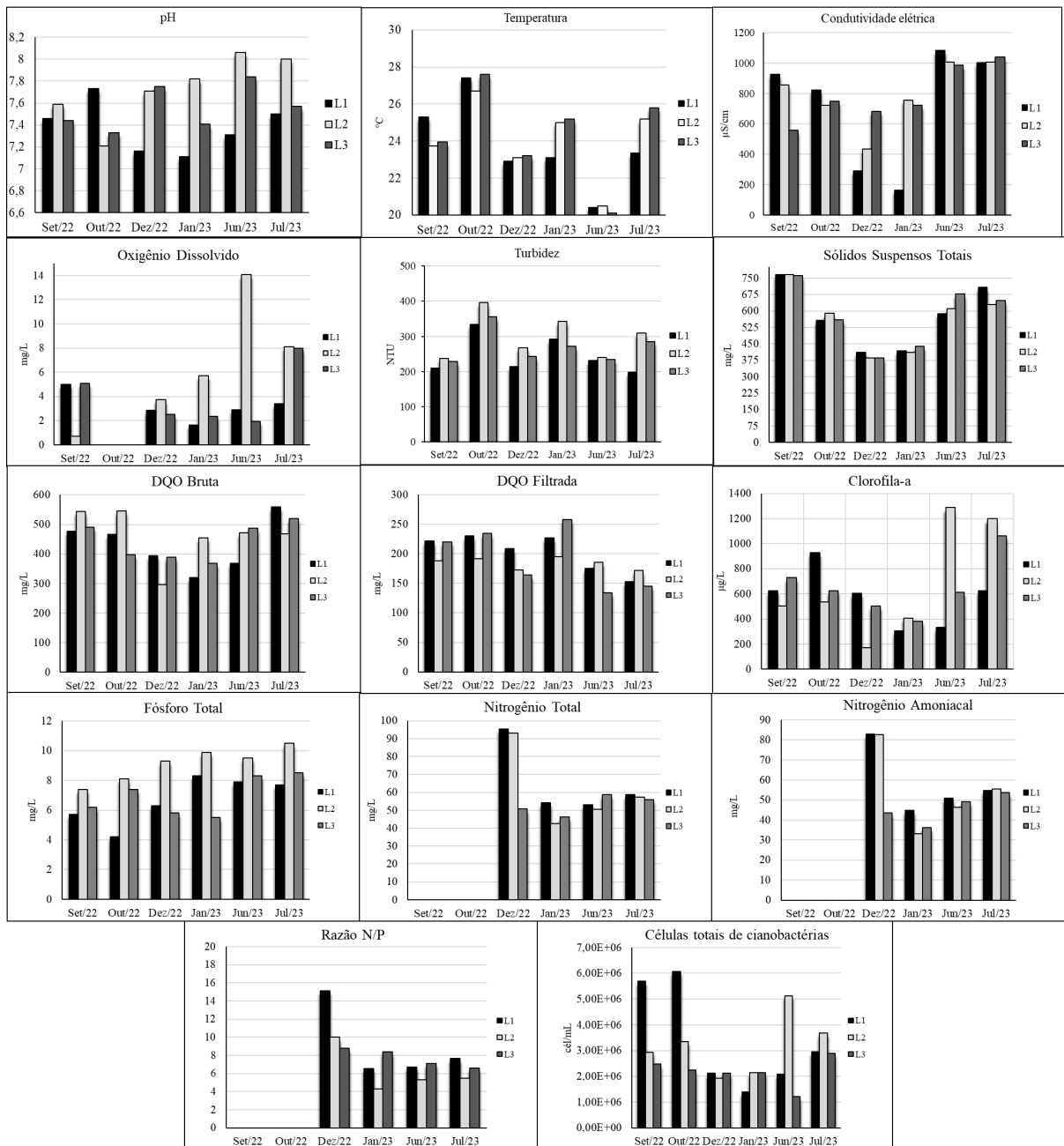


Figura 6.3 – Valores de parâmetros físicos, químicos e biológicos das lagoas que recebem o efluente do reator UASB 1. Lagoa 1 (preto), Lagoa 2 (cinza claro) e Lagoa 3 (cinza escuro)

### 6.2.2 Conjunto de lagoas do reator UASB 2

A média dos valores de pH nas lagoas que recebem o efluente do UASB 2, assim como no sistema UASB 1, permaneceu em condições neutro-alcálinas, com exceção da L6, que se destacou das demais por apresentar valores mais elevados de pH, indicando características alcalinas. Os valores de temperatura também foram próximos aos observado no sistema UASB 1. A condutividade elétrica para este conjunto seguiu uma tendência, com valores

mais altos durante o período seco e valores mais baixos durante o período chuvoso. Os demais parâmetros (turbidez, sólidos suspensos totais, DQO<sub>bruta</sub>, DQO<sub>filtrada</sub>, clorofila-*a*, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e razão N/P) não apresentaram padrões consistentes em relação às variações entre os períodos de chuva e seca, conforme ilustrado na Figura 6.4.

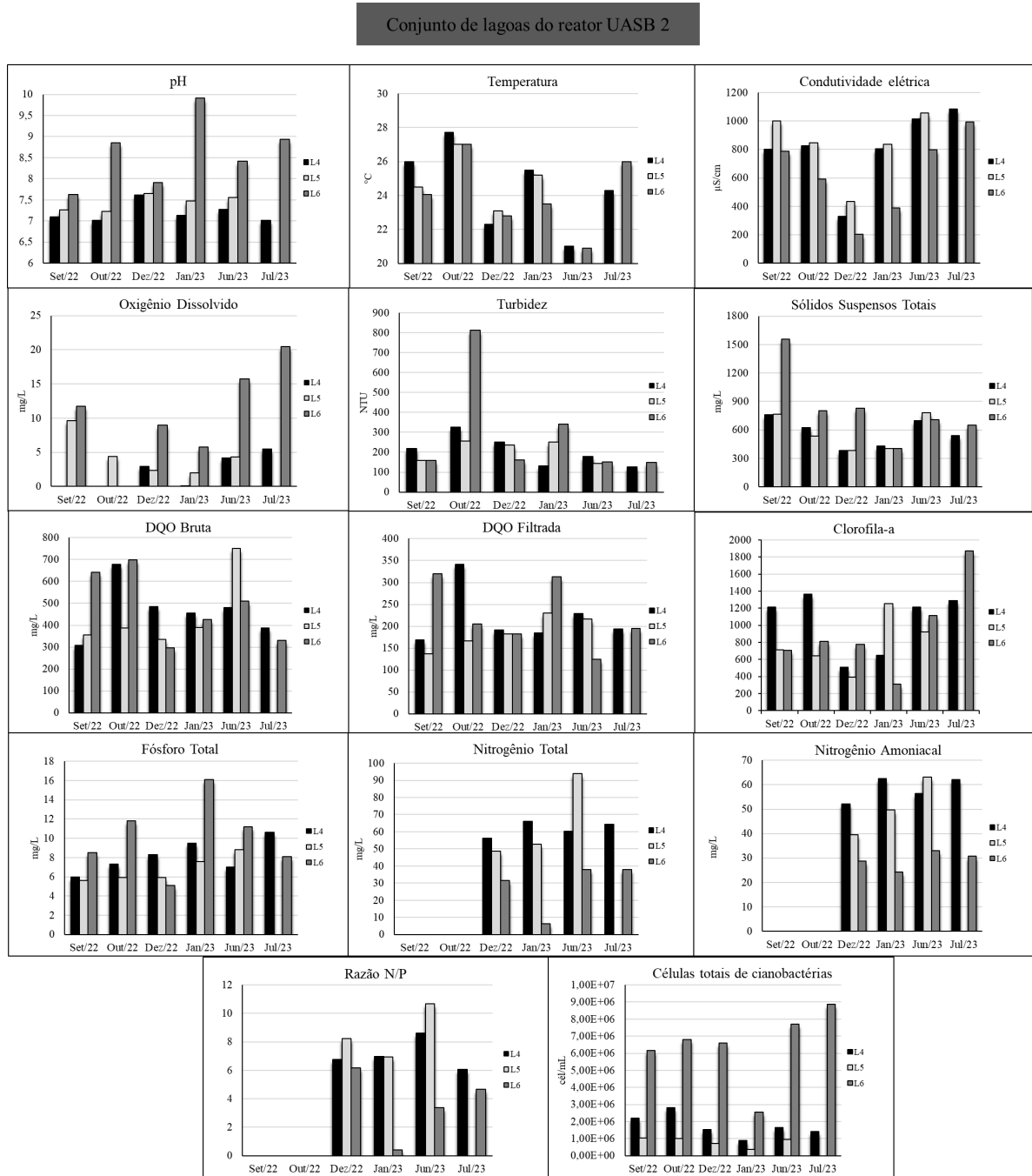


Figura 6.4 – Dados de parâmetros físicos e químicos das lagoas que recebem o efluente do reator UASB 2. Lagoa 4 (preto), Lagoa 5 (cinza claro) e Lagoa 6 (cinza escuro)

### 6.2.3 Conjunto de lagoas do reator UASB 3

Assim como nos demais conjuntos, o pH, a temperatura e a condutividade elétrica

mantiveram-se próximos aos valores das demais lagoas. A turbidez apresentou maiores valores no período chuvoso e menores valores no período seco, com exceção do pico que ocorreu da L9 durante o mês de dezembro de 2022. Já os sólidos suspensos totais apresentaram valores maiores durante o período seco e menores durante o período chuvoso. Os demais parâmetros não apresentaram padrões que pudessem ser definidos conforme variação da sazonalidade, tal como ilustrado na Figura 6.5.

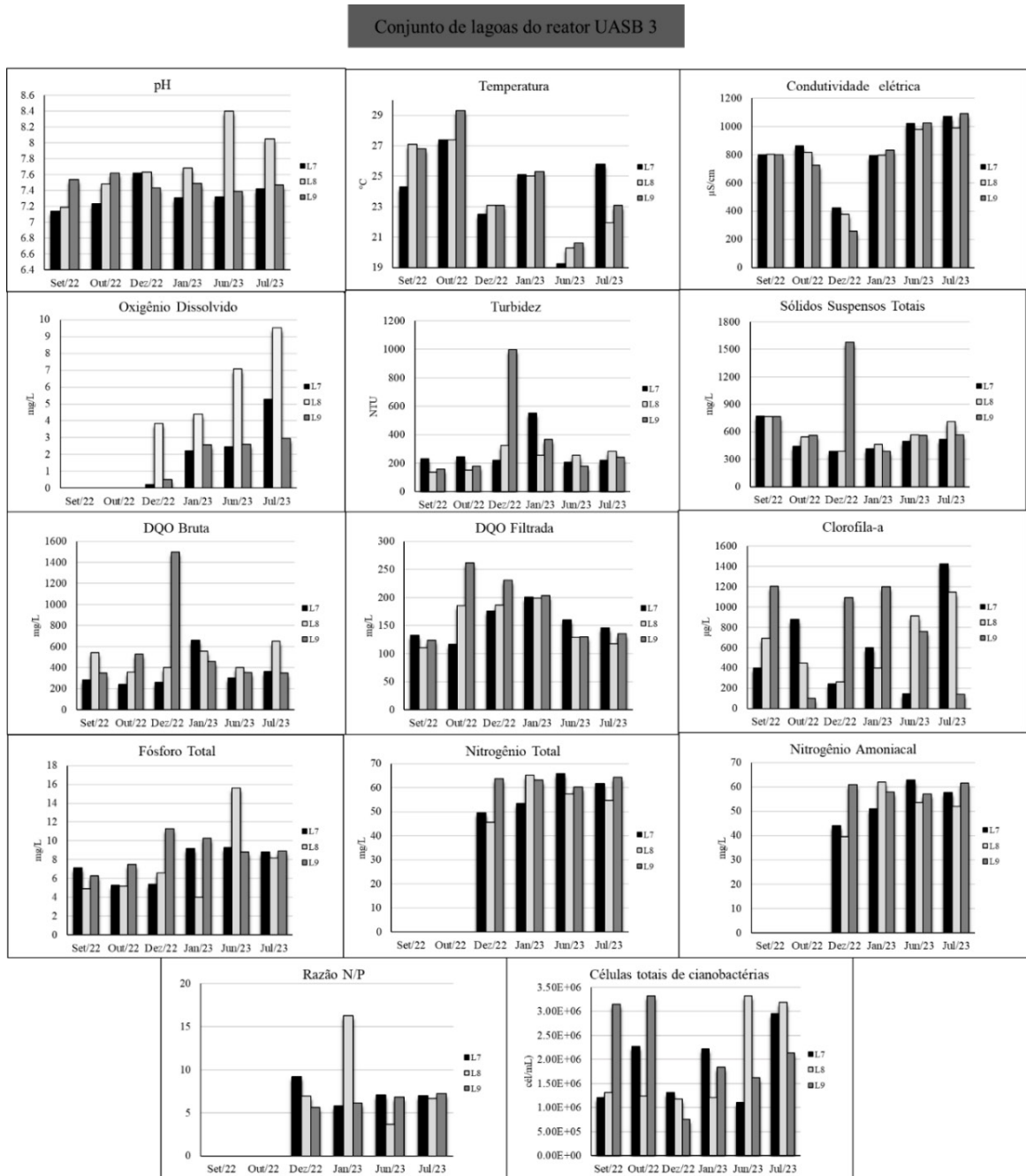


Figura 6.5 – Dados de parâmetros físicos e químicos das lagoas que recebem o efluente do reator UASB 3. Lagoa 7 (preto), Lagoa 8 (cinza claro) e Lagoa 9 (cinza escuro)

#### 6.2.4 Análise e discussão dos parâmetros de qualidade da água no sistema de lagoas de alta taxa (UASB 1, UASB 2 e UASB 3)

- pH

Na maioria das lagoas, o pH manteve-se em condições neutro-alcálinas (valor mínimo = 7,01 correspondente a L4 em julho/2023 e valor máximo = 9,91 correspondente a L6 em janeiro/2023) e o mesmo padrão pode ser observado no estudo realizado em um sistema de lagoas de alta taxa em Minas Gerais, onde a média do pH nas lagoas de alta taxa estudadas manteve-se em condições semelhantes e não ultrapassaram 8,5 (COUTO *et al.*, 2015). Comportamento similar foi observado no estudo de Morales (2015), que avaliou o tratamento de efluentes domésticos por meio de sistemas de lagoas de estabilização e indicou que o pH nas lagoas se manteve entre 7 e 9. Vale salientar que o aumento dos valores de pH nesse tipo de sistema de tratamento se deve a dinâmica do dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ). Este se dissolve na água, formando ácido carbônico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), que é instável e rapidamente se dissocia, liberando bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ). Esse bicarbonato é então consumido pelas algas, as quais em altas densidades acabam aumentando a concentração de carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), o que resulta no aumento do pH. Além das altas densidades de microalgas e cianobactérias gerarem pH mais elevado pela fotossíntese, é importante destacar que as espécies de cianobactérias em geral são adaptadas a valores de pH mais elevados (WHO, 2020). Essas observações ressaltam a necessidade e importância de compreender a dinâmica do pH em sistemas de tratamento, visando otimizar e aumentar a eficácia do tratamento do efluente.

Na investigação realizada por Leite *et al.*, (2021) em um sistema de lagoas de estabilização rasas localizado em Campina Grande-PB, que recebia efluente doméstico previamente tratado de um reator UASB, foi observado que os níveis de pH nas lagoas variaram entre 7,8 e 9,4, o que se assemelha aos valores observados nas lagoas da ETE Paranoá. Já para von Sperling (2002), em lagoas de estabilização em que se predominam atividades aeróbias, o pH pode chegar a valores acima de 9, o que pode ser observado apenas na L6 durante a coleta do mês de janeiro de 2023 no período chuvoso. A razão para a baixa variação nos níveis de pH no sistema da ETE Paranoá pode possivelmente ser atribuída à ocorrência potencial de tamponamento, que são condições em que a água tem a capacidade de equilibrar ou neutralizar os sais provenientes do ácido carbônico, os quais estão presentes na forma de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos através de processos biológicos, os quais podem ter estabilizado o pH.

- Temperatura

A temperatura das lagoas (valor mínimo igual a 19,25 °C correspondente a L7 em junho/2023 e valor máximo igual a 29,3 °C correspondente a L9 em outubro/2022) seguiu a influência da temperatura atmosférica, sendo observados valores maiores no mês de outubro de 2022, enquanto os menores valores foram obtidos no mês de junho de 2023, cuja redução considerável da temperatura foi provavelmente devido à influência de uma frente fria que chegou ao Centro-Oeste no período.

O *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) discute sobre as mudanças climáticas que estão ocorrendo no mundo e foi possível constatar um aumento de 1,1°C na temperatura global, onde esse processo será responsável por intensificar os eventos climáticos tais como ondas de calor, secas duradouras, tempestades intensas, queimadas, dentre outros desastres ambientais. As regiões mais afetadas do Brasil são o Nordeste, Centro-Oeste e Norte (IPCC, 2023).

Dessa maneira, o aumento contínuo da temperatura global influencia diretamente na temperatura das águas superficiais, estabelecendo condições propícias para o crescimento de cianobactérias. Isso ocorre porque temperaturas mais elevadas geralmente favorecem o desenvolvimento desses microrganismos (CHORUS e WELKER, 2021).

- Condutividade elétrica

A condutividade elétrica diz respeito à concentração de íons presente na massa líquida do efluente. Neste trabalho, os maiores valores de condutividade elétrica foram geralmente observados em períodos de seca (valor mínimo igual a 161,3 µS/cm correspondente a L1 em janeiro/2023 e valor máximo igual a 1.092 µS/cm correspondente a L9 em julho/2023). Em contrapartida, o estudo conduzido por Souza (2012) analisou o efluente de um sistema de lagoas de estabilização durante o período seco e chuvoso em Botucatu-SP, e não constatou diferença significativa entre os períodos. Já os valores de condutividade elétrica encontrados nas LATs da ETE Paranoá são bem menores que o valor médio encontrado no sistema de lagoas de estabilização estudado por Olano *et al.*, (2019), que foi de aproximadamente 8 mS/cm. Os valores de maiores concentrações encontrados na ETE Paranoá podem estar relacionados a uma maior taxa de evaporação, que acarreta em maior concentração de íons na massa líquida, enquanto a redução da condutividade elétrica durante o período chuvoso possivelmente ocorreu devido à influência do efeito de diluição provocado pelo aumento



significativo das chuvas na região.

- Oxigênio dissolvido

Os valores de oxigênio dissolvido nas lagoas (valor mínimo igual a 0,1 mg/L correspondente a L4 em janeiro/2023 e valor máximo igual a 20,44 mg/L correspondente a L6 em julho/2023) não mostrou padrão que pudesse ser diferenciado de acordo com a sazonalidade.

Além disso, nos estudos de Olano *et al.* (2019), Nascimento (2001) e Alves (2012), os valores de OD encontrados nos sistemas de lagoas foram menores do que os encontrados na ETE Paranoá. Vale salientar que, em sua maioria, as lagoas que possuíam maiores valores de OD também apresentavam maiores valores de células de cianobactérias, indicando que há uma correlação entre a concentração de oxigênio dissolvido e a concentração desses microrganismos. Porém, não é possível afirmar que as cianobactérias estão em dominância no sistema visto que não foi realizada a contagem dos outros microrganismos que fazem parte do processo fotossintético e compõem o fitoplâncton do sistema de lagoas.

Sendo assim, altas concentrações de OD podem estar relacionadas a atividades fotossintéticas ocorridas nas lagoas (as com maiores concentrações de OD foram as lagoas que possuíam maiores concentrações de clorofila-*a*). Já as concentrações baixas de OD observadas podem ser consequência de choque de carga orgânica devido as altas vazões de efluentes que adentram nas lagoas.

- Sólidos Suspensos Totais e Turbidez

Os níveis de sólidos suspensos totais (SST) geralmente exibiram padrões semelhantes em todos os conjuntos, mostrando valores mais altos durante os períodos de seca e valores mais baixos durante o período chuvoso. Os valores de SST nas lagoas (valor mínimo igual a 384 mg/L correspondente a L4 em dezembro/2022 e valor máximo igual a 1.578 mg/L correspondente a L9 também em dezembro/2022), sendo o valor máximo notavelmente mais elevado em comparação aos outros pontos de amostragem. Nessa ocasião, observou-se uma coloração preta na massa líquida da lagoa, o que foi considerado um fenômeno incomum. É importante ressaltar que esse valor máximo foi registrado durante o período chuvoso, quando estavam ocorrendo reformas e existiam materiais depositados no solo próximos à lagoa. É possível que esse evento esteja relacionado ao carreamento de materiais para a lagoa durante as obras, o que também afetou a turbidez na mesma região. A Figura 6.6 representa o material

particulado presente na massa líquida da L9 durante o período de dezembro/2022.



Figura 6.6 – Material retido durante o processo de filtração na Lagoa 9

Na pesquisa conduzida por Menezes (2009), foram avaliados 18 sistemas de tratamento de efluentes que empregavam lagoas de estabilização no estado do Ceará. Os valores de sólidos suspensos encontrados variaram de 53 mg/L a 184,76 mg/L, valores estes inferiores aos observados nas lagoas da ETE Paranoá. É possível que os elevados valores encontrados na ETE Paranoá se devam ao reduzido tempo de detenção hidráulica das lagoas, bem como à carga orgânica a que estão sujeitas, visto que o baixo TDH das lagoas provavelmente não permite que a matéria orgânica seja estabilizada, o que reflete diretamente na concentração de sólidos suspensos.

A turbidez foi um parâmetro que sofreu bastante variação (valor mínimo igual a 132 mg/L correspondente a L4 em janeiro/2023 e valor máximo igual a 999 mg/L correspondente a L9 em dezembro/2022), e as possíveis causas também podem estar relacionadas ao tempo de detenção e às cargas orgânicas de efluentes que as lagoas recebem. Em relação a este parâmetro, a L6 também se destacou em relação as outras lagoas por apresentar um pico máximo durante o mês de outubro de 2022. Esse alto valor observado na L6 pode estar atrelado ao fato do aumento da biomassa algal na lagoa, visto que foi possível observar a tonalidade bem mais verde que as demais lagoas, conforme mostra a Figura 6.7.

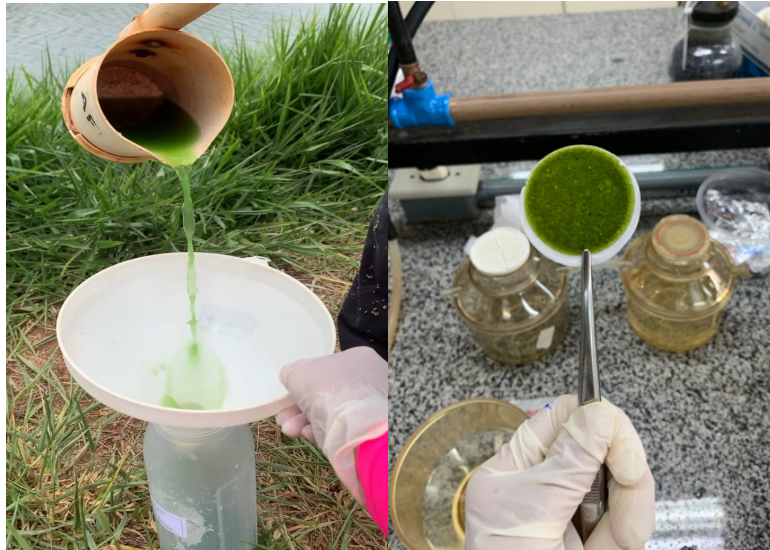


Figura 6.7 – Processo de filtração da amostra coletada na Lagoa 6

Esses resultados indicam uma intensa atividade fotossintética na lagoa 6, que é resultado das condições favoráveis para o desenvolvimento de microrganismos fotossintetizantes. Essa conclusão é reforçada pelos valores observados na L6, que se sobressai em comparação com as outras lagoas. Isso mostra que as condições estavam propícias para o desenvolvimento de microrganismos fotossintetizantes tais como as cianobactérias.

Menezes (2009) observou valores de turbidez que variaram de 189,82 mg/L a 506,74 mg/L, que são próximos aos encontrados nas lagoas da ETE Paranoá, com exceção dos picos que representaram condições atípicas das demais lagoas.

Através da análises realizadas, foi possível observar que apesar de rasas, as lagoas da ETE Paranoá são bastante turvas, o que pode impedir que a radiação solar penetre por toda a coluna d'água.

- $DQO_{bruta}$  e  $DQO_{filtrada}$

A DQO é outro parâmetro que está relacionado à carga orgânica recebida pelas lagoas e à biomassa de algas e cianobactérias que compõem o fitoplâncton. Os valores de  $DQO_{bruta}$  nas lagoas (valor mínimo igual a 240 mg/L correspondente a L7 em outubro/2022 e valor máximo igual a 1.500 mg/L correspondente a L9 em dezembro/2022) também variaram bastante. Já os valores de  $DQO_{filtrada}$  (valor mínimo igual a 111 mg/L correspondente a L8 em setembro/2022 e valor máximo igual a 342 mg/L correspondente a L4 em outubro/2022) referentes aos pontos de coleta representaram praticamente metade da  $DQO_{bruta}$  obtida na amostragem. Isso pode estar associado principalmente a biomassa algal que é retida na

membrana, não compoendo a amostra.

No sistema de lagoas de alta taxa localizados em Minas Gerais a  $DQO_{bruta}$  variou de  $155,3 \pm 78,4$  mg/L a  $219,4 \pm 84,6$  mg/L, segundo Alves (2012). Já em outro sistema de lagoas de alta taxa localizado em Pernambuco, a  $DQO_{bruta}$  teve valores médios de  $149,51 \pm 16,25$  mg/, de acordo com Sátiro (2021). Dessa maneira, esses resultados demonstram valores bem abaixo dos encontrados nas lagoas da ETE Paranoá.

- Clorofila-*a*

A concentração de clorofila-*a* nos sistemas de lagoas de estabilização está diretamente ligada à atividade fotossintética. Nas lagoas da ETE Paranoá, observou-se uma considerável variação nos valores de clorofila-*a* (valor mínimo igual a  $102,6$  µg/L correspondente a L8 em outubro/2022 e valor máximo igual a  $1.870,6$  µg/L correspondente a L6 também em julho/2023). Essa variabilidade pode ser atribuída a diversos fatores, como a carga e disponibilidade de nutrientes que estimulam o crescimento de microrganismos fotossintetizantes, a baixa eficiência do sistema de tratamento anterior às lagoas (UASB), que pode sobrecarregá-las e alterar sua dinâmica e a densidade populacional de microrganismos presentes.

Alguns autores como Buchanan *et al.*, (2018) estudaram o funcionamento de uma lagoa de alta taxa que foi alimentada com efluente de fossa séptica, em Murray, no sul da Austrália. Os valores de clorofila-*a* obtidos variaram entre  $17$  µg/L e  $5.400$  µg/L, com maiores valores registrados durante o verão. Os valor máximo observado nesse estudo é bem superior ao valor máximo obtido nas lagoas de alta taxa da ETE Paranoá, que não excederam  $2.000$  µg/L. Uma possível explicação para a discrepância nas concentrações de clorofila-*a* entre as lagoas da ETE Paranoá e aquelas estudadas por Buchanan *et al.*, (2018) pode estar associada ao TDH. Enquanto no estudo de Buchanan *et al.*, (2018) o TDH varia de 3 a 6 dias, na ETE Paranoá esse valor é de 0,5 dia. Como resultado, Olano *et al.*, (2019) afirmam que maiores valores de TDH aumentam a probabilidade de crescimento de cianobactérias.

Nascimento (2001) também obteve maiores valores de clorofila-*a* em um sistema de lagoas de alta taxa analisado em sua pesquisa. Os valores variaram de  $1.729$  a  $2.342$ µg/L. Já Ribeiro (2007) realizou uma avaliação da presença de cianobactérias em sistemas compostos por lagoas facultativas de ETES no estado da Paraíba, que é caracterizado por possuir um clima quente. Os resultados obtidos foram de valores médios de  $536,9$  µg/L (ETE Sapé),  $1.355,1$

$\mu\text{g/L}$  (ETE Monteiro), 537,3  $\mu\text{g/L}$  (ETE Sousa) e 648,5  $\mu\text{g/L}$  (ETE Cajazeiras). Dessa maneira, embora esses sistemas apresentem profundidades maiores do que as lagoas da ETE Paranoá (por serem lagoas facultativas), observa-se que esses valores estão dentro da faixa dos valores encontrados na ETE Paranoá. Uma possível hipótese é que, devido à turvação da água, a luz não consegue penetrar em toda a coluna d'água da lagoa, reduzindo o processo de fotossíntese.

- Fósforo total

Os valores de concentração de fósforo total nas lagoas da ETE Paranoá variaram bastante (valor mínimo igual a 5,2 mg/L correspondente a L8 em outubro/2022 e valor máximo igual a 16,1 mg/L correspondente a L6 em janeiro/2023), sendo que o menor valor encontrado demonstra que a concentração desse nutriente possivelmente não foi limitante no sistema.

No estudo conduzido por Nascimento (2001) nos sistemas de lagoas de alta taxa, foi registrada uma variação na concentração de fósforo, que oscilou entre 2,7 mg/L e 5,1 mg/L. Foi observado que a remoção de fósforo foi satisfatória nas lagoas em que a profundidade variou de 30 cm a 45 cm.

Ribeiro (2007) registrou no sistemas de lagoas estudados, que recebiam efluentes domésticos, valores de fósforo total variando de 1,1 mg/L a 51,1 mg/L, onde os maiores valores de concentração foram observados no período seco, enquanto os menores valores no período chuvoso. Esse tipo de análise em relação a sazonalidade não foi possível ser realizada para a ETE Paranoá, visto que a variação desse parâmetro não obedeceu um padrão. Já Morales (2015) observou concentrações de fósforo total em lagoas facultativas que também tratavam efluentes domésticos variando de 4,5 mg/L a 7,9 mg/L, que são valores que se aproximam mais dos observados das lagoas da ETE Paranoá.

O fósforo pode precipitar e formar grânulos quando o pH do meio líquido está acima de 8,5 de acordo com von Sperling (1996b). Dessa maneira, conforme os dados de pH obtidos, essa situação possivelmente pode ter ocorrido nas lagoas que recebem o efluente do reator UASB 2, que foi o único conjunto que apresentou valores de pH maiores que 8,5. Esses grânulos que sedimentam no fundo da lagoa e podem ser ressuspensos devido alguma movimentação na massa líquida ou devido às precipitações.

É importante considerar que menores concentrações de fósforo podem estar associadas ao

consumo desse nutriente pelo fitoplâncton. Dentro desse grupo, as cianobactérias são notáveis devido à sua capacidade de assimilação e estoque de fósforo. Esses microrganismos, quando presentes em quantidades significativas, podem influenciar as concentrações de fósforo total na água por meio de sua atividade metabólica e crescimento (GODOY, 2007).

- Nitrogênio Total, Nitrogênio amoniacal

Pode-se observar que a maior parcela de nitrogênio nas lagoas da ETE Paranoá encontraram-se em forma de amônia ( NT-valor mínimo igual a 6,42 mg/L correspondente a L6 em janeiro/2023 e valor máximo igual a 95,4 mg/L correspondente também a L1 em dezembro/2022; N Amoniacal-valor mínimo igual a 24,2 mg/L correspondente a L6 em janeiro/2023 e valor máximo igual a 82,8 mg/L correspondente a L1 também em em dezembro/2022). Devido as diferenças de concentrações entre os parâmetros que foram observadas em cada sistema de tratamento, há a possibilidade de haver alguns processos de remoção de nitrogênio nas lagoas conforme as condições de cada uma: volatilização da amônia, assimilação de nitrogênio pela biomassa algal e a nitrificação.

De acordo com von Sperling (1996b), o processo de volatilização da amônia é o principal mecanismo responsável por remover o nitrogênio em sistemas de lagoas de estabilização, onde em condições de pH mais elevados, ocorre a dessorção da amônia na forma gasosa para a atmosfera. Já em pH neutro, a amônia está presente como  $\text{NH}_4^+$  e a sua remoção é mais difícil. Dessa maneira, pode-se inferir que a remoção de nitrogênio no sistema de lagoas da ETE Paranoá pode ter ocorrido através da volatilização da amônia nos sistemas em que o pH fosse alcalino.

O nitrogênio também pode ter sido removido através da incorporação desse nutriente à biomassa algal das lagoas. Sendo assim, para uma compreensão mais precisa dos mecanismos de remoção de nitrogênio das lagoas, seria necessário realizar um estudo mais detalhado, incluindo coletas de amostras na entrada e saída das lagoas, bem como coletas ao longo do dia e da noite, a fim de analisar a dinâmica desse nutriente em diferentes períodos.

Nascimento (2001) apresenta dados médios de concentração de nitrogênio amoniacal menores que os observados na ETE Paranoá, em seu estudo em que foi realizada a análise de um sistema de lagoas de alta taxa, com uma profundidade média de 60 cm. Os valores registrados foram de 32 mg/L para um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 3 dias, 23 mg/L para um TDH de 6 dias e 23,8 mg/L para um TDH de 9 dias. Notavelmente, constatou-

se que a concentração de nitrogênio amoniacal na entrada da lagoa era superior à observada na saída. A sugestão é que essa redução no teor de nitrogênio amoniacal possa ser atribuída à combinação de processos de volatilização da amônia e nitrificação.

Alves (2012) também registrou que os níveis de nitrogênio total nas lagoas de alta taxa de seu estudo menores do que os registrados na ETE Paranoá, não ultrapassando uma média de  $28,5 \pm 10,8$  mg/L. A autora observou que a maior parte do nitrogênio presente nessas lagoas encontrava-se na forma de amônia. Além disso, a eficiência das lagoas na remoção de amônia foi significativa, sugerindo que o principal processo de remoção de nitrogênio ocorreu através da volatilização da amônia.

Alguns estudos relatam que a processo primordial na remoção de nitrogênio ocorre devido a volatilização da amônia (PARK E CRAGGS, 2011; GARCÍA *et al.*, 2006). Enquanto outros autores já enfatizam que a remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas de estabilização se deu através de processos de nitrificação e desnitrificação (ZIMMO *et al.*, 2003).

Os elevados valores de nitrogênio observados nas lagoas da ETE Paranoá podem ser atribuídos a algumas razões: o baixo TDH das lagoas pode limitar a eficiência do tratamento, o pH neutro também pode contribuir para a presença de nitrogênio, especialmente na forma de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), que pode ser mais difícil de remover durante o tratamento e o esgoto bruto pode ser constituído de uma alta carga de matéria orgânica e nutrientes, que pode sobrecarregar o sistema.

- Razão N/P

Os valores de razão N/P variaram bastante durante o período de amostragem, sem que houvesse um padrão que pudesse diferenciar conforme a sazonalidade. Esse fato ocorre devido as diferentes cargas de efluentes (típicas de esgoto sanitário) que as lagoas de alta taxa recebem. Os valores de razão N/P variaram de 0,39 (L6 em janeiro/2023) a 16,27 (L8 em janeiro/2023), sendo razão predominante nas lagoas N/P <10 durante todo o período amostral nas lagoas da ETE Paranoá. Esses valores observados se assemelham com o observado em Ribeiro (2007), onde a razão predominante nos sistemas foi N/P<10. A partir disso, a autora concluiu que essas concentrações favoreceram a floração de cianobactérias no sistema. Por outro lado, Sátiro (2021) observou que os valores da relação N/P nas lagoas de alta taxa estudadas variaram de 4,39 a 7,38, destacando que essas condições foram

propícias para a remoção de fósforo, visto que esses valores favoreceram o desenvolvimento de cianobactérias que reduziram as concentrações de fósforo através da assimilação da biomassa.

Nas lagoas da ETE Paranoá, notou-se que em certos casos em que a relação entre nitrogênio e fósforo era baixa, havia um aumento no número de células de cianobactérias. No entanto, uma tendência oposta foi observada no experimento realizado com a cepa de cianobactéria isolada das lagoas como discutido posteriormente nesse texto. Assim, fica claro a razão N/P sozinha não determina o crescimento de *Gleiterinema amphibium* nesse sistema de lagoas.

- Células totais de cianobactérias

Durante todo o período analisado, a quantidade total de células de cianobactérias permaneceu em concentrações aproximadas da ordem de  $10^6$ , que são valores altos e próximos aos observados Furtado (2009) em um sistema de lagoas facultativas localizado no município da Cajati-SP, onde foi possível verificar altas concentrações tanto nas lagoas quanto no efluente final tratado, com maiores concentrações durante o verão.

Foi observado que, ao longo do período amostral, as concentrações de células de cianobactérias nas lagoas da ETE Paranoá variaram sem seguir um padrão consistente (valor mínimo=  $3,75 \times 10^5$  cél/mL, correspondente a L5 em janeiro/2023 e valor máximo=  $8,85 \times 10^6$  cél/mL, correspondente a L6 também em julho/2023). A L6 apresentou sempre as mais altas concentrações de células de cianobactérias independentemente da sazonalidade. Uma possível hipótese para esse fenômeno pode ser o fato de que a lagoa 6 pode ter recebido uma carga de efluente menor do que as outras, o que resultou em um aumento no tempo de detenção hidráulica das lagoas. Esse prolongamento do tempo de permanência da água na lagoa juntamente com as condições propícias de pH neutro-alcalino, temperatura elevada e disponibilidade de nutrientes pode favorecer o desenvolvimento das cianobactérias. Nas lagoas foi identificada a ocorrência em altas densidades de apenas uma espécie de cianobactéria: *Gleitlerinema amphibium*. Também foi observada a ocorrência e muito menor densidade de uma espécie do gênero *Phormidium*.

Os resultados das correlações entre os parâmetros físicos, químicos e a densidade de células de cianobactérias, ao longo de todo o período, estão apresentados na Figura 6.8. Correlações negativas estão marcadas em vermelho, enquanto correlações positivas estão indicadas em azul. Os espaços em branco representam correlações não significativas ou nulas.



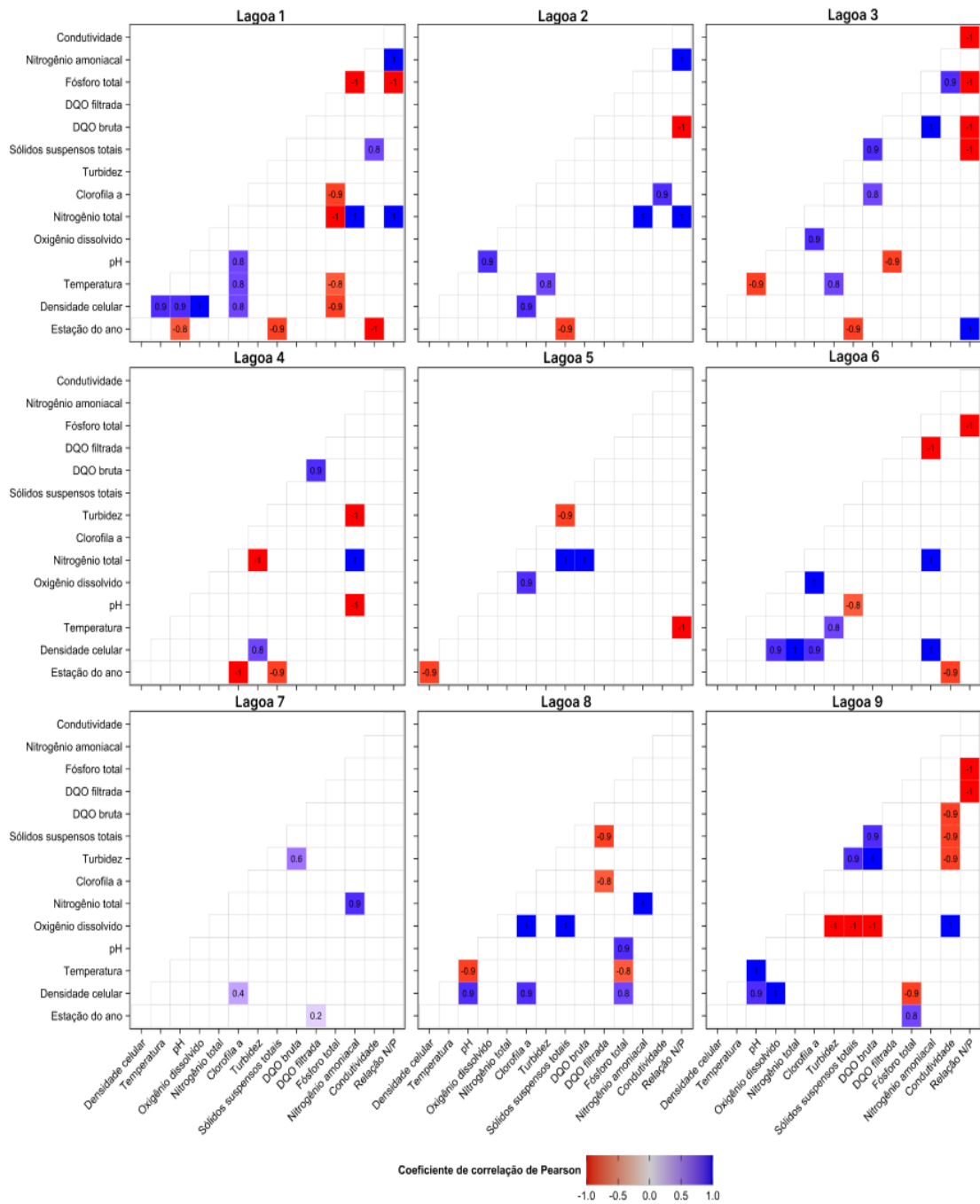


Figura 6.8 – Correlação de Pearson entre variáveis químicas, físicas e densidade de cianobactérias nas lagoas de estabilização da ETE Paranoá

A análise estatística de correlação entre os parâmetros físicos, químicos e a densidade de cianobactérias demonstrou que cada lagoa é um sistema que funciona com características bastante particulares, e como consequência, as correlações entre os parâmetros obtidos apresentaram grande variação, pois só foi possível fazer esta análise considerando-se o conjunto total com todas as lagoas. Dado que o objetivo primordial desta pesquisa é investigar a ocorrência de cianobactérias no sistema de lagoas da ETE Paranoá, serão priorizados os parâmetros discutidos na literatura especializada que se correlacionam com a

densidade celular de cianobactérias.

A partir dos valores de correlação, observou-se que as lagoas que recebem efluente do reator UASB 1 (L1, L2 e L3), UASB 2 (L4, L5 e L6) e UASB 3 (L7, L8 e L9) apresentaram correlações distintas para os parâmetros analisados.

Na L1 as correlações positivas e mais consistentes com a densidade de cianobactérias foram com os seguintes parâmetros: pH, OD e temperatura. Já a correlação negativa na L1 foi observada entre a densidade x PT. Na L2, foi possível observar correlações positivas entre densidade celular x clorofila-*a*. Para a L3, não foram observadas correlações positivas entre a densidade celular e os demais parâmetros. Além disso, nas lagoas do conjunto UASB 1, observou-se a influência da sazonalidade, com concentrações mais altas de pH, SST e condutividade elétrica durante o período seco, como esperado devido à maior concentração da massa líquida nesse período.

As correlações positivas observadas no conjunto UASB 1 assemelham-se às encontradas no estudo de Bui (2012), que analisou um sistema de lagoas aeradas para tratamento de águas residuais no Vietnã. Neste estudo, foi constatado que a densidade de cianobactérias apresentou correlação positiva com os parâmetros temperatura, pH e OD, atribuída à intensa atividade fotossintética nas lagoas. Por outro lado, nesse mesmo estudo, a correlação entre a densidade de cianobactérias e os parâmetros condutividade elétrica e amônia mostrou-se negativa, possivelmente devido à assimilação da biomassa.

Morales (2015) identificou uma correlação negativa entre a densidade de cianobactérias e a temperatura em um conjunto de lagoas facultativas. Segundo a autora, o principal motivo desse ocorrido é que os altos níveis de temperatura também ocorreram em períodos de maiores valores de radiação solar, o que acarretou no fenômeno de fotoinibição. Entretanto, na Lagoa 1 da ETE Paranoá, observou-se o oposto, sugerindo que o aumento de temperatura possivelmente influenciou positivamente o metabolismo das cianobactérias.

Para o conjunto UASB 2, a correlação positiva observada na L4 foi entre a densidade celular e a turbidez, não sendo identificada nenhuma correlação negativa envolvendo a densidade celular. Por outro lado, na L5, apenas foi possível observar que o período seco também favoreceu a densidade celular de cianobactérias. Já na L6, a densidade de células de cianobactérias correlacionou-se positivamente com o OD, NT e clorofila-*a*. Sendo assim, há a possibilidade que os níveis elevados de turbidez registrados na L4 foi uma consequência

da contribuição da densidade celular e possa ser explicado pela tendência das cianobactérias em formar aglomerados de biomassa, que contribuem para o aumento da turbidez na água e no caso das cianobactérias, elas possuem a vantagem em relação as microalgas devido a capacidade de flutuação. Entretanto, comportamento contrário foi observado em Ferraz (2012), onde a turbidez atrapalhou a penetração da luz solar reduzindo a fotossíntese e reduzindo a densidade celular.

Para o conjunto do UASB 3, na L7, foi possível obter correlação positiva entre a densidade celular e a concentração de clorofila-*a*, e não foram observadas correlações negativas significativas. Já na L8, a densidade de células de cianobactérias se correlacionou positivamente com o pH, clorofila-*a* e PT. A L9 apresentou correlação positiva da densidade celular em relação a pH e OD.

Através da análise de correlação, observou-se que algumas lagoas apresentaram correlação positiva entre a densidade de cianobactérias e a clorofila-*a*. Esse fenômeno sugere predominância das cianobactérias na comunidade fitoplanctônica nessas lagoas( L1, L2, L6 e L8). No entanto, resultados divergentes foram encontrados por Marino (2017), que constatou uma correlação insignificante entre a densidade de células de cianobactérias e a clorofila-*a* em um conjunto de dados de mananciais de abastecimento de água localizados em São Paulo. A hipótese do autor é que, devido à falta de quantificação do fitoplâncton, o qual pode ter sido responsável pela maior parte da fotossíntese, essa discrepância tenha ocorrido.

### **6.3 Efluente final e corpo hídrico receptor (Rio Paranoá)**

Os resultados das análises das amostras do efluente final foram apresentados em dois períodos distintos: seco e chuvoso. Para proporcionar uma melhor visualização, foi realizada a análise estatística descritiva dos dados, conforme pode ser observado na Tabela 6.1.

Tabela 6.1 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos no efluente final (EF). Os valores apresentados são a média aritmética e desvio padrão obtidos com os valores de amostras de EF de cada coleta nos dois subgrupos: período seco e período chuvoso

Parâmetros	Efluente final	
	Seca (Média ± DP)	Chuva (Média ± DP)
Condutividade (µS/cm)	942±150	552±354
Nitrogênio amoniacal(mg/L)	58,5±1,98	51,3±6,56
Fósforo total (mg/L)	7,88±1,96	9,25±6,29
DQO <sub>Filtrada</sub> (mg/L)	170±42,4	222±43,1
DQO <sub>Bruta</sub> (mg/L)	506±221,0	380±25,5
Sólidos suspensos totais (mg/L)	629±93,2	414±40,8
Turbidez (NTU)	249±23,8	273±9,9
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	711±176,0	573±330
Nitrogênio Total(mg/L)	63±3,96	60,1±10,01
Oxigênio dissolvido(mg/L)	5,73±1,68	2,27±2,30
pH	7,51±0,10	7,39±0,02
Temperatura (°C)	25,1±2,43	23,8±1,34
Células de cianobactérias (células/mL)	1,59E+06 ±1,90E+05	1,10E+06 ±2,28E+05
N/P	7,97±1,28	6,75±4,33

Os dados obtidos revelam altas cargas de matéria orgânica e nutrientes, bem como concentrações elevadas de células de cianobactérias no efluente final. Esse fato pode estar atribuído ao curto tempo de detenção hidráulica na ETE Paranoá. Essa situação levanta preocupações importantes para o corpo hídrico receptor, sugerindo a necessidade de um pós-tratamento adequado ao efluente final. Cabe citar nesse contexto que uma alíquota da amostra desse Efluente Final coletado no mês de setembro de 2022 foi utilizado para realização de ensaio de toxicidade crônica durante uma pesquisa de trabalho de conclusão de curso de graduação, a qual foi documentada em Rocha (2023). Neste estudo, a amostra do EF diluída 65% causou uma inibição de 68,7% no crescimento de microalgas. Dessa maneira, pode-se observar que o efluente contém substâncias prejudiciais e comprometeu o desenvolvimento das microalgas estudadas.

Durante o período de amostragem, só foi possível realizar duas coletas no corpo hídrico receptor, conforme observado na Tabela 6.2.

Tabela 6.2 – Valores de lançamento no Rio Paranoá e 150m a frente do lançamento

<b>Lançamento no Rio Paranoá</b>						
Data da coleta	PT (mg/L)	DQO B (mg/L)	DQO F (mg/L)	Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	Densidade (células/mL)	SST (mg/L)
jun/23	5,6	329	80	510,6	4.40E+05	324
jul/23	4,8	226	91	445,16	6.72E+05	315
<b>Rio Paranoá (150 m após o lançamento)</b>						
Data da coleta	PT (mg/L)	DQO B (mg/L)	DQO F (mg/L)	Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	Densidade (células/mL)	SST (mg/L)
jun/23	0,41	51	27	187,6	1.53E+05	89
jul/23	0,11	100	40	206,22	3.23E+05	125

Pode-se observar uma redução das concentrações se comparados os valores de lançamento e após 150 metros. Porém, pode-se notar que alguns parâmetros excedem os valores estabelecidos na resolução CONAMA N° 357/2005 para corpos hídricos de classe 3.

Para o parâmetro fósforo total, em ambientes lóticos com tributários, o valor máximo permitido é de 0,15mg/L, o que foi ultrapassado na coleta de junho de 2023 no corpo receptor. Já o limite máximo de clorofila-*a* é de 60µg/L, o que demonstra que os valores observados nas duas coletas também excederam o padrão determinado na legislação. Além disso, o valor máximo de células de cianobactérias é de 100.000 células/mL e esse valor também foi ultrapassado. O Índice de Estado Trófico também foi calculado para todas as lagoas. Os resultados estão descritos na Tabela 6.3.

Tabela 6.3 – Cálculo do IET médio das LATs da ETE Paranoá, EF e ponto de lançamento no rio

<b>Ponto</b>	<b>IET</b>	<b>Categoria</b>
Lagoa 1	67,6144	Hipereutrófico
Lagoa 2	68,7173	Hipereutrófico
Lagoa 3	68,1506	Hipereutrófico
Lagoa 4	69,7103	Hipereutrófico
Lagoa 5	68,4637	Hipereutrófico
Lagoa 6	69,8111	Hipereutrófico
Lagoa 7	67,6555	Hipereutrófico
Lagoa 8	67,8434	Hipereutrófico
Lagoa 9	68,3862	Hipereutrófico
Efluente Final	68,5997	Hipereutrófico
Lançamento no rio	66,6610	Supereutrófico
150 m após lançamento	54,8094	Mesotrófico

Por serem lagoas de tratamento de efluentes, é esperado que possuam características hipereutróficas. No entanto, uma preocupação surge quando esse efluente, ao ser lançado no corpo receptor, contribui para uma situação supereutrófica no rio, como pode ser observado no ponto de lançamento. Esta situação pode causar impactos negativos no ecossistema

aquático tais como a proliferação de cianobactérias e algas bem como a diminuição da qualidade da água.

Silva (2007) relatou em sua pesquisa a insatisfação da comunidade que residia nas proximidades da ETE Paranoá em relação ao odor e foi verificado que os reatores foram as unidades que mais produziram sulfeto e o que conseqüentemente gerava mau cheiro. Já Bressan (2016) realizou o diagnóstico dos reatores UASB da ETE e verificou que os reatores recebem altas cargas orgânicas constatando baixa eficiência do sistema. Segundo o autor, o problema começa desde problemas no tratamento preliminar, onde sólidos grosseiros não são retidos na etapa de gradeamento e são carregados para o reator. Além disso, foram observados entupimentos nas tubulações do sistema e verificados comportamentos hidráulicos diferentes nas caixas de distribuição do efluente para as lagoas, que reduzem o tempo de detenção hidráulica e afetam diretamente a eficiência do tratamento.

Carvalho Júnior (2018) também avaliou o sistema da ETE Paranoá e foram verificadas baixas eficiências tanto para as lagoas de alta taxa quanto para os reatores UASB. Além disso, constatou-se que as unidades estão sobrecarregadas. Enquanto isso, Nascimento (2019) realizou a sua pesquisa propondo uma ampliação da ETE a fim de solucionar os problemas relacionados as altas cargas orgânicas e verificou que seria necessário construir mais um reator UASB com capacidade para 40 L/s e uma LAT com área total de 0,1 km<sup>2</sup>, com profundidade de funcionamento entre 0,3 a 0,6 metros.

Outro fato preocupante é a falta de um pós-tratamento do efluente final, que anteriormente era realizado através de disposição no solo, mas devido infiltrações para águas subterrâneas, essa etapa foi desativada sem a criação de uma nova alternativa.

Vale salientar que atualmente estão sendo construídos mais 3 reatores UASB (um já encontra-se em funcionamento), o que representa um avanço visto que a vazão que chega na ETE é bem mais elevada do que a prevista em projeto. Porém, é importante haver um planejamento de longo prazo para adequação de tecnologias de tratamento que suportem o crescimento populacional previsto para a região.

#### 6.4 Isolamento da *Geitlerinema amphibium* e avaliação da influência das diferentes razões N/P

Considerando que a razão N/P de um corpo hídrico lântico é um dos fatores que podem favorecer o crescimento e dominância de espécies de cianobactérias (RIGOSI *et al.*, 2014), foi realizado um experimento com a cepa de cianobactéria isolada das lagoas da ETE Paranoá em crescimento sob diferentes valores dessa razão. Foram observados distintos padrões de crescimento da cepa isolada de *Geitlerinema amphibium* para cada razão N/P estudada. Destaca-se que a razão N/P que mais favoreceu o crescimento da cepa isolada foi 40:1, ao passo que a razão N/P que menos favoreceu o crescimento foi 4:1, conforme demonstra a Figura 6.9.

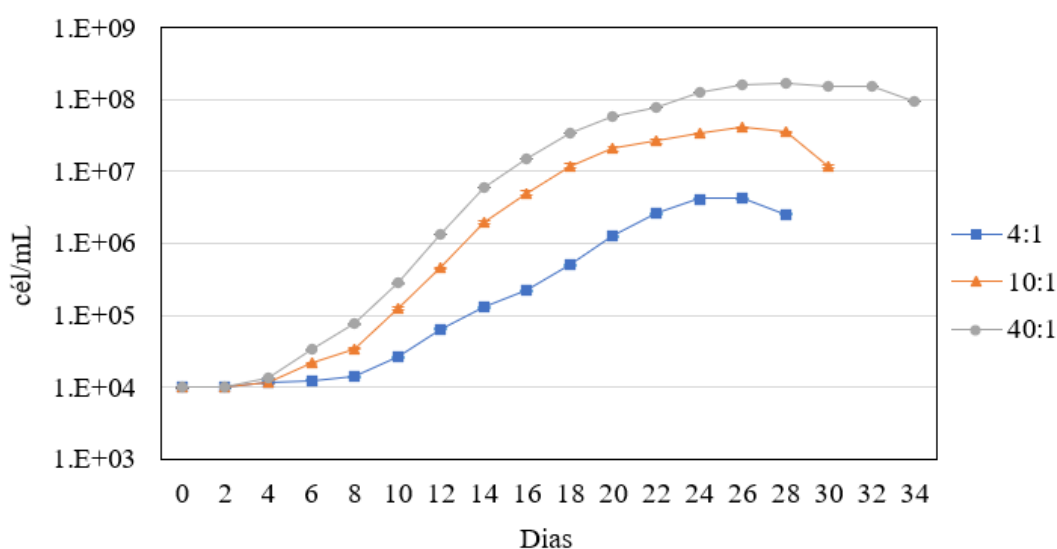


Figura 6.9 – Curva de crescimento da cepa *Geitlerinema amphibium* em diferentes razões N/P. Cada tratamento contou com triplicatas. Os resultados da contagem de células são médias  $\pm$  erro padrão

A fase lag (período de adaptação da cepa ao meio) para a razão N/P = 4:1 durou aproximadamente 8 dias, enquanto para as razões N/P = 10:1 e 40:1 essa fase durou aproximadamente 4 dias. Já o crescimento exponencial para a razão 4:1 ocorreu no intervalo do 8º ao 22º dia, enquanto para a razão 10:1 o intervalo variou do 4º ao 20º dia, e para a razão 40:1 ocorreu do 4º ao 24º dia.

As fases estacionárias para as razões N/P = 4:1, N/P = 10:1 e N/P = 40:1 foram identificadas nos intervalos do 22º ao 26º dia, 20º ao 26º dia e do 24º ao 30º dia, respectivamente. Após a fase estacionária, tornou-se evidente a fase de declínio em cada tratamento, relacionada à mortalidade das células de cianobactérias. Essas fases estão representadas na Figura 6.10.

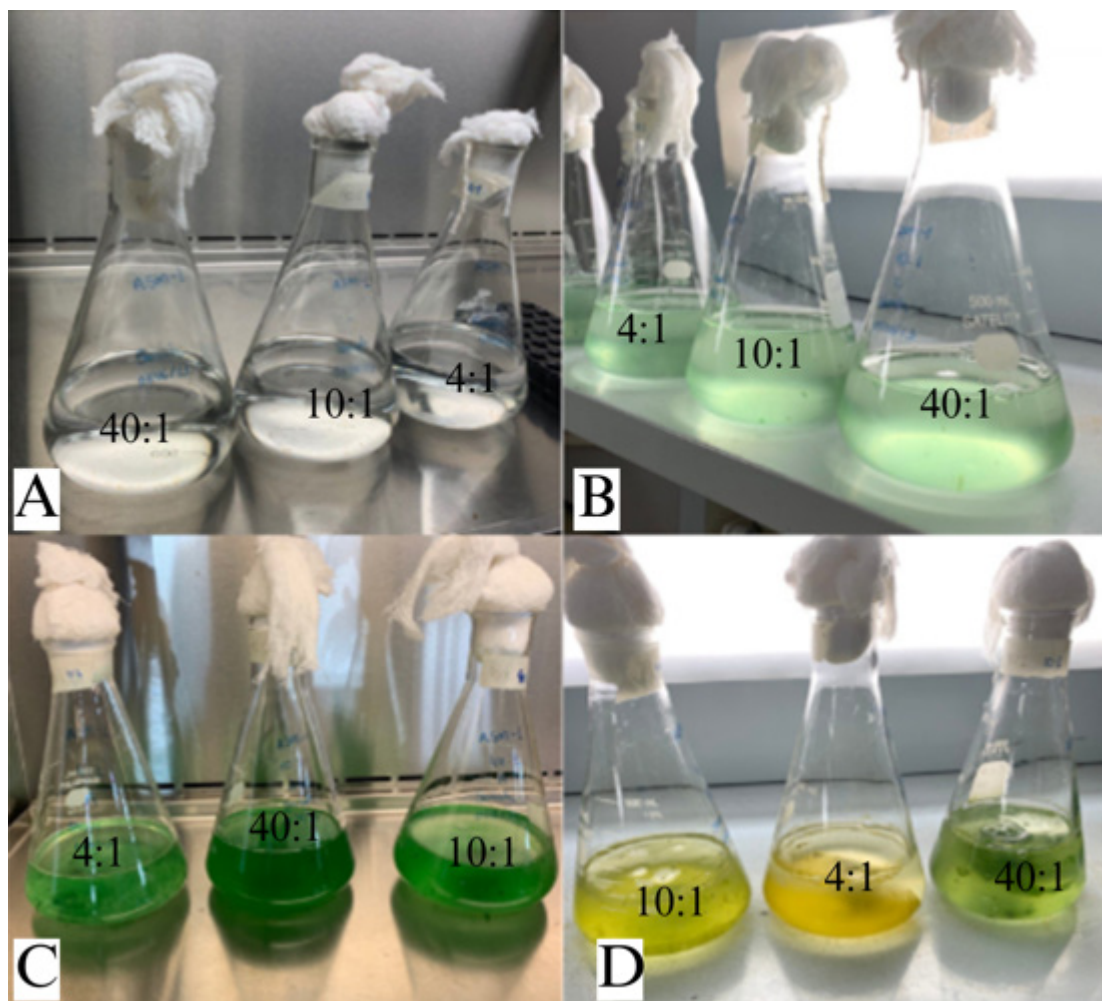


Figura 6.10 – Fases do cultivo de *Geitlerinema amphibium* nas três razões N/P: (A) Inoculação das amostras; (B) Início da fase exponencial; (C) Final da fase exponencial; (D) Fase de senescência

O cálculo de taxa de crescimento, taxa de divisões por dia e taxa de duplicação foi realizado para as diferentes razões N/P e os resultados podem ser observados na Tabela 6.4.

Tabela 6.4 – Valores calculados para a taxa de crescimento ( $\mu$ ), taxa de divisão por dia (K) e taxa de duplicação (G) para *Geitlerinema amphibium* nos diferentes tratamentos de razões N/P

Tratamento (N/P)	Taxa de crescimento ( $\mu$ )	Taxa de divisões por dia (K)	Taxa de duplicação (G)
4:1	0,373	0,539	1,854
10:1	0,547	0,789	1,266
40:1	0,482	0,694	0,696

Dessa forma, é possível observar que a maior taxa de crescimento e de divisões por dia foi observada no tratamento 10:1, enquanto a taxa de duplicação, que representa o tempo necessário para que a quantidade de células dobre de tamanho foi menor no tratamento 40:1. Com base no gráfico da curva de crescimento, é possível observar que apesar do tratamento 40:1 e 10:1 estarem com valores próximos, no tratamento de maior razão, as células de



*Geitlerinema amphibium* persistiram por mais dias antes de decaírem. Assim, de acordo com o experimento realizado, pode-se concluir que, em condições favoráveis e controladas de luz e temperatura, a cepa isolada se desenvolve melhor em ambientes que possuem altas razões N/P.

Foi realizado o teste estatístico ANOVA *one way*, onde foi possível verificar se haviam diferenças significativas entre os tratamentos ( $p < 0,05$ ) e posteriormente foi realizado o teste de Tukey realizando múltiplas comparações entre os tratamentos, onde verificou-se que há diferença significativa apenas entre os tratamentos 4:1 e 40:1 ( $p = 0,039$ ), conforme elencado na Tabela 6.5.

Tabela 6.5 – Resultado da análise estatística ANOVA seguida de teste de Tukey para os valores de densidade celular ao longo de 34 dias (curva de crescimento) nos diferentes tratamentos de razões N/P com a cepa de *Geitlerinema amphibium*

Tratamento (N/P)	<i>p-value</i>	Há diferenças significativas?
4:1 vs 10:1	0.647	Não
4:1 vs 40:1	0.039	Sim
10:1 vs 40:1	0.261	Não

Conforme descrito por Komárek e Anagnostides (2005), a espécie *Geitlerinema amphibium* é caracterizada por filamentos homocitados que podem ser encontrados individualmente ou emaranhados, com células que possuem formato mais alongado do que largo. Esse é um gênero que tem sido encontrado em reservatórios, rios e lagos no país, como pode ser observado nos dados do SISAGUA que é um sistema de registro de dados de qualidade água utilizada para abastecimento público no Brasil (ROSADO, 2022). Apesar de haver poucas publicações sobre efeitos de toxicidade desse gênero, em um cenário de mudanças climáticas e ambientais rápidas, é importante manter o monitoramento de gêneros potencialmente tóxicos que podem vir a dominar em um ambiente aquáticos.

### **6.5 Análises de toxinas realizadas com a amostra da cepa de *Geitlerinema amphibium* isolada de amostras das lagoas de estabilização da ETE Paranoá**

A análise realizada para detectar a presença de microcistina, cilindrospermopsina ou saxitoxina na cepa isolada revelou a ausência dessas toxinas. Apesar disso, o gênero tem registros de produção de microcistinas e saxitoxinas (BURATTI *et al.*, 2017). A ocorrência da espécie *Geitlerinema amphibium* está registrada em alguns trabalhos que abordam a qualidade da água de reservatórios e rios brasileiros (KRUPPEK *et al.*, 2008; SAWATANI,

2008; DANTAS *et al.*, 2011; ROSADO, 2022). O que torna um fato preocupante, visto que, em alguns dos trabalhos analisados, há relatos que cepas dessa espécie são produtoras de substâncias inflamatórias que até o momento são desconhecidas.

Outro fator preocupante é que estudos comprovam que essa espécie possui uma versatilidade metabólica, e conseqüentemente elas possuem facilidade adaptativa. Um exemplo disso foi a cepa estudada por Grim e Dick (2016) que possui em seu genoma a capacidade de fixação de nitrogênio, mesmo não possuindo célula especializada (heterócito). Além disso, a mesma cepa possui a capacidade de realizar fotossíntese anoxigênica com auxílio de sulfeto que também pode ser fixado pela mesma.

Um experimento em escala de bancada foi conduzido com amostras de água de um lago artificial localizado em Anápolis-MG, com o objetivo de investigar os efeitos das mudanças climáticas globais nas concentrações de clorofila-*a* em um sistema caracterizado pelo clima tropical. Este lago apresentava floração de *Geitlerinema amphibium*. Foram analisados os valores médios anuais de temperatura (22°C) e os valores projetados de temperatura para o futuro (25°C), além de diferentes níveis de precipitação, incluindo valores normais e extremos. Os resultados revelaram que as concentrações de clorofila-*a* foram consistentemente altas em todos os tratamentos, contudo, houve um aumento significativo quando a temperatura foi elevada. Por outro lado, a variação na precipitação não resultou em diferenças significativas nas concentrações de clorofila-*a* (MOURA *et al.*, 2017).

Essas características sugerem que a *Geitlerinema amphibium* pode se ajustar a novos ambientes e condições (baixa luminosidade, presença/ausência de oxigênio), potencialmente se tornando abundante, o que pode ter implicações significativas para a ecologia aquática e a qualidade da água.

Dessa forma, pode-se hipotetizar que a *Geitlerinema* é adaptada a sistemas que oscilam muito, como é o caso das lagoas de estabilização da ETE Paranoá.

Nesse estudo também foi encontrado (apesar de estar em densidade celular muito baixa), o gênero *Phormidium* sp. Existem numerosos estudos registrados sobre o mesmo e seu potencial tóxico. Este gênero é conhecido por ser potencialmente produtora de anatoxina-a, saxitoxina e microcistinas (BURATTI *et al.*, 2017) e a sua ocorrência em reservatórios de abastecimento público ou em corpos hídricos estão reportados em alguns estudos (MCALLISTER *et al.*, 2016; WOOD *et al.*, 2007; WOOD *et al.*, 2010; TAVAKOLI *et al.*,

2021).

Portanto, embora tenha sido detectado em menor quantidade nas lagoas da ETE Paranoá e no efluente final, essa espécie pode encontrar condições propícias para o crescimento e aumentar sua densidade, dependendo da dinâmica e das condições das lagoas. Isso pode representar um risco para o corpo hídrico receptor.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com as análises realizadas, pode-se observar que é necessário que haja um pós-tratamento no efluente final para remoção de cianobactérias a fim de evitar possíveis impactos no corpo hídrico receptor (Rio Paranoá). Algumas técnicas são utilizadas como pós-tratamento para a remoção de cianobactérias ou cianotoxinas, incluindo a aplicação de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), os Processos Oxidativos Avançados (POAs), a Filtração em Múltiplas Etapas (FiME) e a flotação por ar dissolvido (BARRINGTON *et al.*, 2013; CAMACHO *et al.*, 2012; ALBUQUERQUE *et al.*, 2020; TANGERINO *et al.*, 2006 ).

Alguns trabalhos desenvolvidos tanto no Brasil quanto no mundo evidenciam mais a questão da remoção de cianobactérias e cianotoxinas em Estação de Tratamento de Água (ETA) ou reservatórios de abastecimento, enquanto há uma lacuna notável em relação a estudos relacionados à remoção de cianobactérias no efluente final das Estações de Tratamento de Efluentes (ALBUQUERQUE *et al.*, 2020 ; ROSADO, 2022).

A Resolução ADASA nº 13/2011, define critérios técnicos para a emissão de outorgas no Distrito Federal e em áreas delegadas pela União, proporcionando uma base regulatória para o controle do lançamento de efluentes. No entanto, é necessário um debate mais amplo sobre a necessidade de tornar essas outorgas mais exigentes, a fim de garantir a proteção efetiva dos recursos hídricos e prevenir impactos negativos ao meio ambiente.

Além disso, é importante promover um monitoramento constante da ecotoxicidade dos efluentes, utilizando métodos adequados de avaliação e análise, para identificar potenciais riscos e tomar medidas corretivas quando necessário, visto que, por muitas vezes, apenas as análises físicas e químicas da qualidade da água não são suficientes para inferir sobre os impactos de substâncias nos sistemas biológicos (COSTA *et al.*, 2008). Esse monitoramento através de análises de ecotoxicidade contribui para uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos e para a manutenção da qualidade da água, assegurando a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos e o bem-estar da população.

Dessa forma, é crucial garantir a preservação dos corpos hídricos do Distrito Federal. Isso se torna ainda mais relevante diante da crescente demanda por água devido o crescimento populacional. Portanto, é fundamental investir em medidas preventivas para evitar a contaminação e preservar a qualidade desses recursos naturais essenciais à vida.

## 8 CONCLUSÕES

Com base nas análises realizadas neste trabalho, pôde-se concluir que:

- A densidade de cianobactérias nas lagoas que recebem efluente dos reatores UASB 1 e UASB 3 tiveram, em sua maioria, relação positiva com pH, clorofila-*a* e OD. Já para o conjunto de lagoas do reator UASB 2, observou-se correlação positiva da densidade de cianobactérias com a clorofila-*a*, OD e turbidez;
- Durante o período seco, tanto no efluente final quanto na maioria das lagoas, foi observado que as células totais de cianobactérias alcançaram sua concentração máxima (efluente final =  $2 \times 10^6$  cél/mL e lagoa 6 =  $8,85 \times 10^6$  cél/mL).
- Foram observadas altas densidades de células de cianobactérias no efluente final, no lançamento no Rio Paranoá ( $6,72 \times 10^5$  cél/mL) e 150 metros após o lançamento ( $3,23 \times 10^5$  cél/mL);
- As espécies de cianobactérias identificadas nas lagoas e efluente final foram identificadas como *Geitlerinema amphibium* e *Phormidium sp.*, ambas potencialmente produtoras de cianotoxinas;
- Para a espécie isolada (*Geitlerinema amphibium*) não foi possível detectar a produção de microcistina, cilindrospermopsina e saxitoxinas;
- Em um estudo experimental, o crescimento da *Geitlerinema amphibium* foi favorecido no tratamento de razão N/P = 40/1, indicando afinidade da cepa com ambientes ricos em nitrogênio. Mas esse comportamento não foi comprovado *in loco* nas lagoas de alta taxa.

## 9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdallah, M.F., Van Hassel, W.H., Andjelkovic, M., Wilmotte, A. e Rajkovic, A. (2021). “Cyanotoxins and food contamination in developing countries: review of their types, toxicity, analysis, occurrence and mitigation strategies”. *Toxins*, 13(11), 786.
- ADASA – Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal. (2022). “Sistema de tratamento de esgoto sanitário”. Disponível em: <[www.adasa.df.gov.br/17-pagina/562-sistema-de-esgotamento-sanitario](http://www.adasa.df.gov.br/17-pagina/562-sistema-de-esgotamento-sanitario)>. Acessado em 20 de junho de 2022.
- ADASA. Resolução ADASA/SAE nº13, de 26 de agosto de 2011. (2011) Estabelece os critérios técnicos para emissão de outorga para fins de lançamento de efluentes em corpos hídricos de domínio do Distrito Federal e naqueles delegados pela União.
- Albuquerque, M.V.C., Cartaxo, A. D. S. B., de Paula, M. C. C., de Oliveira Ramos, R., Sátiro, J. R., Lopes, W. S., de Ceballos, B. S. O. (2020). Remoção de cianobactérias e cianotoxinas presentes em águas de reservatórios eutrofizados por processos oxidativos avançados (POAs). *Brazilian Journal of Development*, 6(8), 61234-61248.
- Almeida, A.R.G. (2017). “Remoção de matéria orgânica e calibração de um modelo de remoção de amônia em uma série de lagoas de estabilização em escala real”. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação em Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Brasil.
- Alves, L.G.S. (2012). “A interferência de diferentes níveis de radiação solar no tratamento de esgoto sanitário em lagoas de alta taxa”. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa. Minas Gerais, Brasil.
- ANA – Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (2017). “Atlas esgotos: Despoeiração de bacias hidrográficas”. Brasília, DF, Brasil.
- ANA – Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (2020). “Encarte enquadramento dos corpos d’água em classes”. Brasília, DF, Brasil.
- ANA – Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (2022). “Atlas esgotos: Despoeiração de bacias hidrográficas”. Brasília, DF, Brasil.
- Andersen, Robert A. (Ed.). *Algal culturing techniques*. Academic press, 2005.
- Andrade Neto, C.O. (1997). “Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários”. *Experiência Brasileira*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 299p.

- Angelini, R., Bini, L.M., e Starling, F.L. (2008). “Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do lago Paranoá (Brasília-DF)”. *Oecol Bras.*, 12(3). 564-571.
- APHA – *American Public Health Association*. (1999). “Standard methods for the examination of water and wastewater”. American Water Works Association. Water Environment Federation. 20th ed., Washington, D.C, USA.
- APHA – *American Public Health Association*. (2000). “Standard methods for the examination of water and wastewater”. American Water Works Association. Water Environment Federation. 21th ed., Washington, D.C, USA.
- APHA – *American Public Health Association*. (2012). “Standard methods for the examination of water and wastewater”. American Water Works Association. Water Environment Federation. 22th ed., Washington, D.C, USA.
- APHA – *American Public Health Association*. (2017). “Standard methods for the examination of water and wastewater”. American Water Works Association. Water Environment Federation. 23th ed., Washington, D.C, USA.
- Araújo, K. S. D., Antonelli, R., Gaydeczka, B., Granato, A. C., e Malpass, G. R. P. (2016). Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. *Revista Ambiente & Água*, 11, 387-401.
- Arcila, J. S., e Buitrón, G. (2016). Microalgae–bacteria aggregates: effect of the hydraulic retention time on the municipal wastewater treatment, biomass settleability and methane potential. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 91(11), 2862-2870.
- Arcila, J. S. e Buitrón, G. (2017). Influence of solar irradiance levels on the formation of microalgae-bacteria aggregates for municipal wastewater treatment. *Algal Research*, 27, 190-197.
- APHA (2018) Standard methods for the examination of water and wastewater. Part 4000 - 4110 Determination of anions by ion chromatography, American Public Health Association, 23 ed. Washington, DC.
- Assemany, P.P. (2017). “Valorização energética de biomassa algal cultivada em águas residuárias via digestão anaeróbia”. Tese de Doutorado em Engenharia Civil. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa. 177p.
- ASTM (2016) Standard test method for total nitrogen, and total kjeldahl nitrogen (TKN) by calculation, in water by high temperature catalytic combustion and chemiluminescence

- detection. ASTM D8083-16. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- Azevedo, S.M.F.O. e Vasconcelos, V. (1998). “Toxinas de cianobactérias: Causas e consequências para a saúde pública”. *Medicina on-line*, 3(1), 1-19.
- Azevedo, S.M.F.O. e Brandão, C.C.S. (2003). “Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano”. Fundação Nacional de Saúde, Ministério da Saúde, Brasil. 56p.
- Baptista, G.M.M, e Araújo Neto, M.D. (1994). “O processo de eutrofização artificial no lago Paranoá, Brasília, DF”. *Geonomos* 2(2), 31-39.
- Barreto, L., Barros, F., Bonomo, P., Rocha, F., & Amorim, J. (2013). Eutrofização em rios brasileiros. *Enciclopédia biosfera*, 9(16).
- Barrington, D. J., Reichwaldt, E. S., & Ghadouani, A. (2013). The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. *Ecological Engineering*, 50, 86-94
- Benemann, J.R. (2003). “Bio-fixation of CO<sub>2</sub> and greenhouse gas abatement with microalgae- technology roadmap”. *Final Report to the US Department of Energy. National Energy Technology Laboratory*, 30p.
- Berg M e Sutula M. (2015). “Factors affecting the growth of cyanobacteria with special emphasis on the Sacramento-San Joaquin Delta”. Southern California Coastal Water Research Project, Technical Report 869.
- Boopathi, T. e Ki, J.S. (2014). “Impact of environmental factors on the regulation of cyanotoxin production”. *Toxins*, 6(7), 1951–1978.
- Bortoli, S.D. (2011). “Investigação da biossíntese de toxinas produzidas por cepas de cianobactérias”. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Bouaïcha, N., Miles, C.O., Beach, D.G., Labidi, Z., Djabri, A., Benayache, N.Y. e Nguyen-Quang, T. (2019). “Structural diversity, characterization and toxicology of microcystins”. *Toxins*. 11, p.714.
- Brasil, Ministério do Meio Ambiente. (2005). Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF.
- Brasil. (1997). Lei Federal N° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. Brasília, DF.
- Brasil, Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. (2006). “Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano”. Brasília, 212p.



- Bressan, T.C.S. (2016). “Diagnóstico e avaliação dos reatores UASB da ETE Paranoá”. Projeto Final em Engenharia Ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, 83p.
- Brito, A.P.M., Santos, I.M.M, Silva, R.M. e Sousa, P.H.G.O. (2019). “Espacialização da rede de efluentes despejada no rio Pacoti, trecho Redenção e análise da qualidade da água”. *REDE – Revista Eletrônica do PRODEMA*. Fortaleza, Brasil, 13(1), 124-143.
- Buchanan, N.A., Young, P., Cromar, N.J., e Fallowfield, H.J. (2018). “Performance of a high rate algal pond treating septic tank effluent from a community wastewater management scheme in rural South Australia”. *Algal research*, 35, 325-332.
- Buratti, F.M., Manganelli, M., Vichi, S., Stefanelli, M., Scardala, S., Testai, E. e Funari, E. (2017). “Cyanotoxins: Producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation”. *Archives of toxicology*, 91(3), 1049- 1130.
- Camacho, F. P., Stroher, A. P., Moreti, L., da Silva, F. A., Wurzler, G. T., Nishi, L., Bergamasco, R. (2012). Remoção de cianobactérias e cianotoxinas em águas de abastecimento pela associação de flotação por ar dissolvido e nanofiltração. *e-xacta*, 5p.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2013). Norma Técnica L5.303 - Fitoplâncton de água doce: Métodos qualitativo e quantitativo. 4º Edição. Publicada no Diário Oficial do Estado de São Paulo – Caderno Executivo I, v.123, n. 97 de 24/05/13, Poder Executivo, Seção I, 52-56.
- Campos, J.R. (1994). “Alternativas para tratamento de esgotos: Pré-tratamento de águas para abastecimento”. Americana: Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari. 112p.
- Carvalho Júnior, R. P. D. (2018). Avaliação da eficiência do sistema de lagoas de alta taxa como pós-tratamento dos reatores UASB para garantia da qualidade do efluente final-ETE Paranoá/DF. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade de Brasília. Brasília, DF, 79p.
- Chernoff, N., Hill, D. J., Chorus, I., Diggs, D. L., Huang, H., King, D., Wood, C. R. (2018). Cylindrospermopsin toxicity in mice following a 90-d oral exposure. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 549-566.
- Chorus, I. e Welker, M. (2021). “Toxic cyanobacteria in water, a guide to their public health: Consequences, monitoring and management”. *2th ed. Taylor & Francis Group*, Boca Raton, London, New York, 1-12.
- CODEPLAN – Companhia de Planejamento do Distrito Federal (2022). “Projeções

- populacionais para as regiões administrativas do Distrito Federal 2020-2030”. Brasília, DF, 68p.
- Costa, C. R., Olivi, P., Botta, C. M., Espindola, E. L. (2008). A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Química nova*, 31, 1820-1830.
- Couto, E. D. A., Calijuri, M. L., Assemany, P. P., Tango, M. D., da Fonseca Santiago, A. (2015). Influence of solar radiation on nitrogen recovery by the biomass grown in high-rate ponds. *Ecological Engineering*, 81, 140-145.
- Craggs, R. (2005) “Advanced integrated wastewater ponds”. *Pond Treatment Technology*. IWA Publishing, Cornwall. 282–310.
- Chateaubriand, J.L.C.P. (2023). “Influência dos níveis pluviométricos e de radiação solar na produtividade de biomassa e clorofila-a em uma lagoa de alta taxa”. TCC (Graduação). Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Chiswell, R.K., Shaw, G.R., Eaglesham, G., Smith, M.J., Norris, R.L., Seawright, A.A. e Moore, M.R. (1999). “Stability of Cylindrospermopsin, the toxin from the cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*: Effect of pH, temperature, and sunlight on decomposition”. *Environ. Toxicol.* 14, 155–161.
- Dantas, Ê. W., Moura, A. N., Bittencourt-Oliveira, M. D. C. (2011). Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 83, 1327-1338.
- GDF- Governo do Distrito Federal. Plano Distrital de Saneamento Básico. Brasília, 2017. Disponível em: <http://www.so.df.gov.br/wp-conteudo/uploads/2020/03/Plano-Distrital-de-Saneamento-B%C3%A1sico.pdf> Acesso em: dezembro de 2023.
- Domingos, P. (2001). “Dominância de cianobactérias produtoras de microcistinas na lagoa de Jacarepaguá (RJ)”. Tese de Doutorado em Biotecnologia Vegetal, Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Vegetal, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. 193p.
- Downing, J. A., Watson, S. B., McCauley, E. (2001). Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(10), 1905-1908.
- Esteves, F.A. (2011). “Fundamentos de Limnologia”, 3th ed. Editora Interciência, Rio de Janeiro, RJ, 826p.
- Falconer, I.R. (1994). “Health implications of cyanobacterial (blue-green algae) toxins”. In: Toxic Cyanobacteria current status of research and management. *Proceedings of an International Workshop*, Adelaide, Australia.

- Falconer, I.R., Runnegar, M.T.C. e Beresford, A.M. (1983). “Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*”. *Medical Journal of Australia*. 1(11), 511-514.
- Ferraz, H. D. A. (2012). “Associação da ocorrência de cianobactérias às variações de parâmetros de qualidade da água em quatro bacias hidrográficas de Minas Gerais”. Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 95p.
- Fogg, G. E., & Thake, B. (1987). *Algal cultures and phytoplankton ecology*. Univ of Wisconsin Press.
- Furtado, A.L.F.F., Calijuri, M.D.C., Lorenzi, A.S., Honda, R.Y., Genuário, D.B. e Fiore, M.F. (2009). “Morphological and molecular characterization of cyanobacteria from a Brazilian facultative wastewater stabilization pond and evaluation of microcystin production”. *Hydrobiologia*, 627(1), 195-209.
- Fujioka, A.M.A., Carvalho, E.H., Carrilho, S.M.A.V., Bittar, K.H. e 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.
- Gadelha, J.E.F.S. (2022). “Consequências da eutrofização em corpos hídricos”. *Revista Multidisciplinar do Nordeste Mineiro*, v. 3, n. 1.
- Galvao, J. A., Oetterer, M., do Carmo Bittencourt Oliveira, M., Gouvêa-Barros, S., Hiller, S., Erler, K., ... & Kujbida, P. (2009). Saxitoxins accumulation by freshwater tilapia (*Oreochromis niloticus*) for human consumption. *Toxicon*, 54(6), 891-894.
- García, J., Green, B. F., Lundquist, T., Mujeriego, R., Hernández-Mariné, M., e Oswald, W. J. (2006). Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technology*, 97(14), 1709-1715.
- Gazulha, V., Mansur, M.C.D., Cybis, L F. e Azevedo, S.M.F.O. (2012). “Feeding behavior of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) under exposure to toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*”. *Brazilian Journal of Biology*, 72, 41-49.
- Gibson, C.E. e Smith, R.V. (1982). “Freshwater Plankton”. *The Biology of Cyanobacteria*, Blackwell Scientific Publications, London, 463-490.
- Godoy, O.A. (2007). “Avaliação da presença de cianobactérias em efluentes de sistema de tratamento de esgotos sanitários por lagoas de estabilização associadas a tratamento físico-químico”. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica. Universidade de São Paulo. DOI: 10.11606/D.3.2007.tde-09012008-164145

- Goffi, A.D.S. (2017). “Uso da análise multicritério para a seleção de tecnologias de tratamento de efluentes”. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Produção e Sistemas. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, PR, Brasil, 114p.
- Grim, S. L., e Dick, G. J. (2016). Photosynthetic versatility in the genome of *Geitlerinema* sp. PCC 9228 (formerly *Oscillatoria limnetica* ‘Solar Lake’), a model anoxygenic photosynthetic cyanobacterium. *Frontiers in microbiology*, 7, 1546.
- Guillard, R.R.L. (1973). “Division rates”. *Handbook of Phycological Methods: Culture Methods and Growth Measurements*. Cambridge University Press, Cambridge. 289–311.
- GRIM, Sharon L.; DICK, Gregory J. Photosynthetic versatility in the genome of *Geitlerinema* sp. PCC 9228 (formerly *Oscillatoria limnetica* ‘Solar Lake’), a model anoxygenic photosynthetic cyanobacterium. *Frontiers in microbiology*, v. 7, p. 1546, 2016.
- HACH Company. *Procedures Manual of DR 2800 Spectrophotometer*. 2 ed. Germany, 2007
- Hernández, V.A.C., Parra, C.A.M. e Varón, M.P. (2015). “Uso de lagunas algales de alta tasa para tratamiento de aguas residuales”. *Ingeniería y Desarrollo*. 33(1), 98-125.
- Huisman, J., Codd, G.A., Paerl, H.W., Ibelings, B.W., Verspagen, J.M.H. e Visser, P.M. (2018). “Cyanobacterial blooms”. *Nat. Rev. Microbiol.* 16, 471–483.
- Huang, I.-S. e Zimba, P.V. (2019). “Cyanobacterial bioactive metabolites: A review of their chemistry and biology”. *Harmful Algae*, 83, 42–94.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020). “Panorama Brasília-DF”. Em: Território e Ambiente. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). “Panorama Brasília-DF”. Em: População. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Ibekwe, A.M., Murinda, S.E., Murry, M.A., Schwartz, G. e Lundquist, T. (2017). “Microbial community structures in high-rate algae ponds for bioconversion of agricultural wastes from livestock industry for feed production”. *Science of The Total Environment*. 580, 1185-1196.
- Ibelings, B.W., Kurmayer, R., Azevedo, S.M., Wood, S.A., Chorus, I., e Welker, M. (2021). Understanding the occurrence of cyanobacteria and cyanotoxins. *Toxic cyanobacteria in water*. CRC Press. 213-294.
- ILS – Integrated Laboratory Systems. (2000). “Cylindrospermopsin: Review of Toxicological Literature”. National Toxicology Program (NIEHS), USEPA. December, 37p.

- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. (2023). Dados de chuva acumulada. Banco de Dados Meteorológicos do INMET. <[www.bdmet.inmet.gov.br](http://www.bdmet.inmet.gov.br)> Acessado em 2023.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Synthesis re-port of the ipcc sixth assessment report (AR6). Climate Change 2023. Longer report. Disponível em: [https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC\\_AR6\\_SYR\\_LongerReport.pdf](https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_LongerReport.pdf). Acesso em: 20 jan. 2024.
- ISO (1998) Water quality - Determination of dissolved Li<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Sr<sup>2+</sup> and Ba<sup>2+</sup> using ion chromatography - Method for water and waste water (ISO Standard No. 14911).
- Kellner, E. e Pires, E.C. (1998). “Lagoas de estabilização: projeto e operação”. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Klein, C. e Agne, S.A.A. (2012). “Fósforo: de nutriente à poluente”. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*. 8(8), 1713-1721.
- König, A. (2000). “Biologia de lãs lagunas de estabilización: algas”. In: Mendonça, S.R. *Sistemas de lagunas de estabilización*. McGraw-Hill. Colômbia, 370p.
- Komárek, J. & Anagnostides, K. (2005). Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. In: B. Büdel, L. Krienitz, G. Gärtner & M. Schagerl (eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, pp. 1-548.
- Krupek, R. A., Branco, C. C. Z., Peres, C. K. (2008). Levantamento florístico das comunidades de macroalgas da bacia do Rio das Pedras, região centro-sul do Estado do Paraná, Sul do Brasil. *Hoehnea*, 35, 189-208.
- Lamparelli, M.C. (2004). “Grau de trofia em corpos d’água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento”. Tese de Doutorado em Ciências na Área de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. DOI: 10.11606/T.41.2004.tde-20032006-075813
- Leira, M.H., Cunha, L.D., Braz, M.S., Melo, C.C.V., Botelho, H.A. e Reghim, L.S. (2017). “Qualidade da água e seu uso em pisciculturas”. *Pubvet*, 11(1), 11-17.
- Leite, V.D., Athayde Júnior, G.B., Sousa, J.T.D., Lopes, W.S., Prasad, S., e Silva, S.A. (2021). “Tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização para aplicação na fertirrigação”. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 9, 71-75.
- Lima, W.R. (2015). “Avaliação de sistemas de lagoas de estabilização em série no Rio Grande do Norte”. Dissertação de Mestrado em Engenharia Sanitária. Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, Brasil, 54p.

- Llana-Ruiz-Cabello, M., Jos, A., Cameán, A., Oliveira, F., Barreiro, A., Machado, J., Azevedo, J., Pinto, E., Almeida, A., Campos, A., Vasconcelos, V., e Freitas, M. (2019). "Analysis of the use of Cylindrospermopsin and/or microcystin-contaminated water in the growth, mineral content, and contamination of *Spinacia oleracea* and *Lactuca sativa*". *Toxins*, 11(11), 624.
- Marino, L. (2017). Relação entre clorofila-a e cianobactérias no estado de São Paulo. *Revista DAE*, São Paulo, Brasil, v.65, 32-43.
- Mcallister, Tara G., Wood, Susanna A., Hawes, I. (2016). "The rise of toxic benthic *Phormidium* proliferations: a review of their taxonomy, distribution, toxin content and factors regulating prevalence and increased severity". *Harmful Algae*, v. 55, p.282-294.
- Metcalf, L., & Eddy, H. P. (2015). Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. McGraw Hill Brasil, p.1980.
- Menezes, O.R.S.C. (2009). "Potencial de água para reuso na Região Metropolitana de Fortaleza, Ceará". Monografia. Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Agrícola, Fortaleza, CE, 47p.
- Morales, F.I. (2015). "Associação da ocorrência de cianobactérias às variações de qualidade do efluente na lagoa de estabilização de Santa Eudóxia – São Carlos, SP e suas interferências no corpo receptor". Dissertação de Mestrado em Engenharia Urbana. Universidade Federal de São Carlos, SP, Brasil.
- Moura, M. E. P. D., Rocha, L. D. S., & Nabout, J. C. (2017). Effects of global climate change on chlorophyll-a concentrations in a tropical aquatic system during a cyanobacterial bloom: a microcosm study. *Revista Ambiente & Água*, 12, 390-404.
- Nascimento, M.R. (2019). "Proposta de ampliação da ETE Paranoá visando adequar o sistema de tratamento às cargas orgânicas e volumétricas afluentes". Monografia de Projeto Final II. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, Brasil, 75p.
- Neder, K.D. (1998). "Estações de tratamento de esgotos de Brasília – A busca de tecnologia apropriada." Anais do 26º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Lima, Peru.
- Neder, K.D. e Harada, A.L. (1997). "Projeto da estação de tratamento de esgotos do Paranoá - UASB Compartmentado seguido de lagoa de alta taxa e escoamento no solo". Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental/ABES. Foz do Iguaçu, PR.

- Nush, E. A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeophytin determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol*, 14, 36.
- Olano, H., Martigani, F., Somma, A., e Aubriot, L. (2019). “Wastewater discharge with phytoplankton may favor cyanobacterial development in the main drinking water supply river in Uruguay”. *Environmental monitoring and assessment*. 191(3), 1-16.
- Oliveira, J.M.B. (2005). “Remoção de *Cylindrospermopsis raciborskii* por meio de sedimentação e flotação: Avaliação em escala de bancada”. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DT-085/05, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 122p.
- Oliveira, M.S.R. (2010). “Avaliação da comunidade fitoplanctônica da lagoa facultativa do módulo III da estação de tratamento de esgoto de Mangabeira (João Pessoa – PB)”. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 125p.
- Oliver, S., Corburn, J. e Ribeiro, H. (2019) “Challenges regarding water quality of eutrophic reservoirs in urban landscapes: A mapping literature review”. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 16(1), p.40.
- Oswald, W.J., Golueke, C.G. (1960) “Biological transformation of solar energy”. *Adv. Appl. Microbiol.* v.2, 223-262.
- Panosso, R., Costa, I.A.S., Souza, N.R., Attayde, J.R., Cunha, R.S.R. e Gomes, F.C.F. (2007). “Cianobactérias e cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)”. *Oecol. Bras.* 11(3), 443-449.
- Pantano, G., Grosseli, G.M., Mozeto, A.A. e Fadini, P.S. (2016). “Sustentabilidade no uso do fósforo: uma questão de segurança hídrica e alimentar”. *Química Nova*, 39, 732-740.
- Park, J. B. K., e Craggs, R. J. (2011). Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*, 63(8), 1758-1764.
- Peresin, D., Bortolin, T.A., Graeff, R.E.N. e Schneider, V.E. (2017). “Influência do lançamento de efluente tratado sobre a qualidade da água de um arroio urbano”. *XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Florianópolis, SC.
- Pinto, M.T., Neder, K.D., Felizzato, M.R. e Ludovice, M.L. (1997). “ETE Samambaia – dos projetos à prática dos novos conceitos no processo de tratamento de esgotos por lagoas

- de estabilização.” Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental/ABES. Foz do Iguaçu, PR.
- Pinto Filho, A. C., E Brandão, C. C. (2001). Evaluation of flocculation and dissolved air flotation as an advanced wastewater treatment. *Water science and technology*, 43(8), 83-90.
- Pires, E.C., Kellner, E. (2001). “Modelo matemático para estimativa do tempo médio de detenção hidráulico de lagoas de estabilização sob influência da estratificação térmica”. Trabalhos técnicos.
- Porto, M.F.A. (2002). “Sistemas de gestão da qualidade das águas: uma proposta para o caso brasileiro”. Tese de Livre Docência. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 131p.
- Porto, R.L.L. (2012). “Fundamentos para a gestão da água”, CD.G Casa de Soluções e Editora, São Paulo, Brasil, 232p.
- PROSAB – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. (1999). “Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo”. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro, Brasil. 464p.
- Ribeiro, P.C. (2007). “Análise de fatores que influenciam a proliferação de cianobactérias e algas em lagoas de estabilização”. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande. Paraíba, PB.
- Rigosi, A., Carey, C. C., Ibelings, B. W., Brookes, J. D. (2014). “The interaction between climate warming and eutrophication to promote cyanobacteria is dependent on trophic state and varies among tax”. *Limnology and Oceanography*, 59(1), 99-114.
- Robles, Á., Capson-Tojo, G., Galès, A., Ruano, M. V., Sialve, B., Ferrer, J., Steyer, J. P. (2020). Microalgae-bacteria consortia in high-rate ponds for treating urban wastewater: Elucidating the key state indicators under dynamic conditions. *Journal of environmental management*, 261, 110244.
- Rocha, F.L.B. (2023). “Avaliação ecotoxicológica de cilindrospermopsina, ácido perfluorooctanóico e efluente final da ETE Paranoá-DF através de seus efeitos sobre o crescimento de *Monoraphidium capricornutum*”. TCC (Graduação), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 69p.
- Rocha, F.N.S. (2021). “Influência da dinâmica de nutrientes para a eutrofização em corpos hídricos”. *Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente*, 2(2), 91p.
- Rosado, L.T.M. (2022). “Utilização do SISAGUA e SNIRH para avaliação da qualidade da água com foco em cianobactérias e cianotoxinas”. TCC (Graduação em Engenharia



- Ambiental). Universidade de Brasília. Brasília, DF, 156p.
- Saavedra, A.S., Parra, C.M., Salamanca, E.J.P., Ceron, V.A. e Mosquera, J. (2018). “Phytoplankton functional groups in a high-rate algal pond used for the bioremediation of Landfill Leachate”. *Acta Biológica Colombiana*, 23(3).
- Sant'Anna, C. L. (2006). Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia.
- Santos Neto, A.G., Barragán-Trinidad, M., Florêncio, L. e Buitrón, G. (2021). “Strategy for the formation of microalgae-bacteria aggregates in high-rate algal ponds”. *Environmental Technology*, 1-14.
- Sátiro, J.R. (2021). “Fatores que influenciam a biofloculação de microalgas em lagoas de alta taxa com esgotos sanitários”. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.
- Sawatani, M. (2008). “Comunidade fitoplanctônica no Braço Taquacetuba da Represa Billings, São Paulo, Brasil”. XII Encontro de Iniciação Científica do Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo.
- Silva, S.A. e Mara, D.D. (1979). “Tratamentos biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização”. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro, Brasil.
- Sinha, R.P., Klisch, M., Gröniger, A. e Häder, D. (2001). "Responses of aquatic algae and cyanobacteria to solar UV-B". *Plant Ecology*. 154, 221–236.
- Sivonen, K., Namikoshi, M., Evans, W. R., Carmichael, W. W., Sun, F., Rouhiainen *et al.* (1992). “Isolation and characterization of a variety of microcystins from seven strains of the cyanobacterial genus *Anabaena*. *Applied and Environmental Microbiology*”, 58(8), 2495-2500.
- Soares, S.R.A. e Gomes, S.R. (1999) “Análise de desempenho de processos de tratamento de esgotos no DF”. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil). Universidade de Brasília. Brasília, DF, 80p.
- Spoof, L.; Vesterkvist, P.; Lindholm, T.; Meriluoto, J. (2003). “Screening for cyanobacterial hepatotoxins, microcystins and nodularin in environmental water samples by reversed-phase liquid chromatography–electrospray ionisation mass spectrometry”. *J. Chromatography* 1020: 105-119.
- Souza, J.R., Moraes, M.E.B, Sonoda, S.L. e Santos, H.C.R.G. (2014). “A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso Rio Almada, sul da Bahia, Brasil”.

*REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA*, Fortaleza, CE, Brasil. 8(1).

- Souza, I. F. (2012). Caracterização da qualidade do efluente tratado por lagoas de estabilização de esgoto. *Tekhne e Logos*, 3(3), 2-15.
- Starling, F.L.R.M., Lazzaro, X.; Cavalcanti, C., e Moreira, R. (2002). “Contribution of omnivorous tilapia to eutrophication of a shallow tropical reservoir: evidence from a fish kill”. *Freshwater Biology*, 47: 2443-2452.
- Subashini, A.M. (2015). “Review on biological treatment processes of pulp and paper industry waste water”. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*. 4(5), 3721-3725.
- Sutherland, D.L., Howard-Williams, C., Turnbull, M.H., Broady, P.A. e Craggs, R.J. (2015). “Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production”. *Bioresource Technology*. 184, 222-229.
- Sutherland, D. L., Howard-Williams, C., Turnbull, M. H., Broady, P. A., & Craggs, R. J. (2015). Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource technology*, 184, 222-229.
- Tavakoli, Y.; Mohammadipanah, F.; Te, S. H.; You, L. e Gin, K. Y-H. (2021). Biodiversity, phylogeny and toxin production profile of cyanobacterial strains isolated from lake Latyan in Iran. *Harmful algae*, v. 106, p.
- Texeira, M.G.L.C., Costa, M.C.N., Carvalho, V.L.P., Pereira, M.S. e Hage, E. (1993). “Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil”. *Bulletin of the Pan American Health Organization (PAHO)*. 27(3).
- Veról, A.P. e Volschan, I.J. (2007). “Inventário e análises de padrões de lançamento de esgotos sanitários: visão nacional e internacional”. *XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*.
- Von Sperling, M. (1996a). “Princípios básicos do tratamento de esgotos”. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lagoas de estabilização. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. v. 3, 134p.
- Von Sperling, M. (1996b). “Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos”. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 1, 243p.
- Von Sperling, M. (1997). “Princípio do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios”. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade

- Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 5.
- Von Sperling, M. (2002). “Lagoas de estabilização”. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. v.3, 196p.
- Von Sperling, M. (2007). “Princípios do tratamento biológico de águas residuárias”. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. v. 7, 588p.
- Von Sperling, M. e Chernicaró, C.A.L. (2005). “Biological wastewater treatment in warm climate regions” Vol. 1, 810p, London: IWA.
- Whitton, B.A. e Potts, M. (2000). “Introduction to the cyanobacteria: In the ecology of cyanobacteria, their diversity in time and space”, *1st ed. Kluwer Academic Publishers*. Dordrecht, The Netherlands, 1–4.
- WHO – World Health Organization. (2020). “Cyanobacterial toxins: saxitoxin – Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality and guidelines for safe recreational water environments”. WHO/HEP/ECH/WSH/2020.8, 32p.
- Wood, S. A., Selwood, A. I., Rueckert, A., Holland, P. T., Milne, J. R., Smith, K. F., ... & Cary, C. S. (2007). First report of homoanatoxin-a and associated dog neurotoxicosis in New Zealand. *Toxicon*, 50(2), 292-301.
- Wood, S. A., Heath, M. W., Kuhajek, J., & Ryan, K. G. (2010). Fine-scale spatial variability in anatoxin-a and homoanatoxin-a concentrations in benthic cyanobacterial mats: implication for monitoring and management. *Journal of Applied Microbiology*, 109p.
- Yilmaz, S., Ülger, T.G., Gökteş, B., Öztürk, Ş., Karataş, D.Ö. e Beyzi, E. (2022). “Cyanotoxin genotoxicity: a review”. *Toxin Reviews*. 41(2), 699-712. <https://doi.org/10.1080/15569543.2021.1922922>
- Zimmo, O. R., Van Der Steen, N. P., & Gijzen, H. J. (2003). Comparison of ammonia volatilisation rates in algae and duckweed-based waste stabilisation ponds treating domestic wastewater. *Water research*, 37(19), 4587-4594.
- Zhai, C., Song, S., Zou, S., Liu, C., Xue, Y. (2013). The mechanism of competition between two bloom-forming *Microcystis* species. *Freshwater Biology*, 58(9), 1831-1839.