



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

THIAGO FERREIRA PINHEIRO

**INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE O
ESTABELECIMENTO DA COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS
PERIFÍTICAS**

Londrina
2023

THIAGO FERREIRA PINHEIRO

**INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE O
ESTABELECIMENTO DA COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Weliton José da Silva

Londrina
2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL.

F383i Pinheiro, Thiago Ferreira.
Influência da temperatura sobre o estabelecimento da comunidade de diatomáceas perifíticas / Thiago Ferreira Pinheiro. - Londrina, 2023.
118 f.: il.

Orientador: Weliton José da Silva.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2023.
Inclui bibliografia.

1. Colonização - Tese. 2. Ambientes aquáticos tropicais - Tese. 3. Biometeorologia - Tese. 4. Mudanças climáticas - Tese. I. José da Silva, Weliton. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 574

THIAGO FERREIRA PINHEIRO

**INFLUÊNCIA DA TEMPERATURA SOBRE O ESTABELECIMENTO DA
COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS PERIFÍTICAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof. Dr. Weliton José da Silva
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dra. Ana Paula Vidotto Magnoni
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Prof. Dr. Mário Luís Orsi
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Prof. Dra. Susicley Jati
Universidade Estadual de Maringá - UEM

Prof. Dra. Ina de Souza Nogueira
Universidade Federal de Goiás - UFG

Londrina, 03 de junho de 2023

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter estado comigo, me sustentando e protegendo minha vida, porque sem Ele nada teria conseguido. Agradeço aos meus pais e familiares mais próximos, por serem minha base, pelo incentivo em prosseguir na carreira acadêmica, e que em meio a toda essa enorme distância física, estiveram sempre comigo, me ajudaram, torceram, oraram pela minha vida e que no momento mais difícil de toda minha vida até aqui, foram eles que me deram força e não me deixaram desistir. Eu amo vocês.

Agradeço a todos os meus amigos de São Luís, por permanecerem comigo e me ensinando cada vez mais o que é ser um amigo independente das condições, me ajudaram a chegar a algumas certezas, que foram definidas principalmente por meio da saudade, vocês moram no meu coração. Em especial, aos aleatórios, as ratas do vôlei, ao Marcos Felipe, Abilene e Nelson Mateus, ao Diego e Camila, Giulia, Jordan e Clarinha, ao Davi, JV, Richard e Rammon, ao Raynan, Léo e Rodrigo, que estiveram mais próximos e me ajudaram a segurar a barra, me fazendo esquecer um pouco do mundo e me dando paz, saúde mental e conforto nas nossas diversões e trocas diárias.

Agradeço ao LBVM-UEMA, na pessoa da professora Andrea Azevedo, minha orientadora e grande amiga, e a toda equipe do laboratório, em especial ao Léo, Danny, Suellen e Rayane que foram essenciais e que muito me ajudaram, durante todo o meu mestrado.

Agradeço também ao laboratório que abriu as portas pra mim, O LAMiC, no qual foi a minha casa na UEL. Sou extremamente grato pela oportunidade que o professor Weliton me deu, por ter confiado em mim, por toda ajuda e suporte em diversas áreas, por ter sido meu orientador e meu amigo, por ter me ensinado a fazer e me deixar fazer, por ter sido minha influência e motivação em continuar me especializando, a melhorar como aluno, orientando, como professor, pesquisador, me fazer acreditar que sou um cientista; levarei comigo todos os ensinamentos e aprendizados. Agradeço os meus biólogos e companheiros de estudo, minha família aqui, a Vanessa, ao Zé Otávio, Milena e ao Théo, obrigado por cada ideia trocada, por cada dúvida dividida, por cada risada compartilhada e principalmente pela companhia nesses altos e baixos que a vida nos fez passar. Estamos conseguindo e eu sou orgulhoso demais de vocês.

Gostaria de agradecer a todos os pesquisadores do curso e do programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas-UEL, em especial as minhas amigas, meu primeiro acolhimento, Priscila, Giovana e a Mariane, que por diversas vezes foram extremamente pacientes, cuidadosas e me colocaram no chão, me proporcionaram diversos momentos incríveis que jamais irei esquecer, vocês moram no meu coração palavras essas que estendo ao Marcos Akira e Moana, a Valentina e a Siri, obrigado pela presença, pelas trocas, fui extremamente feliz ao lado de vocês e agradeço a Deus por ter por trombado com vocês na vida.

Agradeço a todos os pinheirinhos que tive contato por meio da atlética, foi um aprendizado gigantesco viver essa experiência ao lado de vocês, esses momentos foram indiretamente de muita importância durante minha passagem por aqui. Em especial, cito: a Dengue, Lucas, Geo, Isab, Jéssica, Júlia, Drey e Deninho, Laís, Paola, Tuco e Galituco, Mel, Alisson, Folks, aos Edus, Yas e Aninha, foi um prazer treinar e dividir meu amor pelo esporte com vocês.

De todo meu coração agradeço ao Leonardo Longhi, por ter compartilhado a vida comigo nessa etapa final, me dando estabilidade, apoio, amor e afeto.

Não se faz ciência sozinho, e gostaria de agradecer a todos os funcionários da instituição, os da limpeza, os técnicos e aos professores que eu tive contato. Agradeço ao PPG-CB à Universidade Estadual De Londrina aos membros da banca avaliadora do meu estudo e aos laboratórios que me auxiliaram em alguma parte da pesquisa: Ecofisiologia Animal – LEFA, Ecologia Aquática e Conservação de Espécies Nativas – LEACEN, Ecofisiologia Vegetal – LEFIV, Biologia Vegetal e Marinha – LBVM/UEMA, Anatomia Vegetal, Herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL), Laboratório de Análise Físico-Química de Água, Microscopia Eletrônica e Microanálise – LMEM, Genética de Microrganismos – LAGEM.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

**Ao Tito Pinheiro
À dona Doquinha
e a todos os diatomólogos.**

"E eu estou no caminho de acreditar."
The Only Exception - Paramore (2010).

"Sonhos não envelhecem"
Autor desconhecido - Londrina – Pr (2019).

PINHEIRO, Thiago Ferreira. **Influência da temperatura sobre o estabelecimento da comunidade de diatomáceas perifíticas**. 2023. 118f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

RESUMO GERAL

A temperatura é uma condição que interfere no desenvolvimento de organismos, incluindo as diatomáceas. Este grupo de algas apresenta grande importância ecológica nos ambientes aquáticos. A resposta dessas comunidades às variações de temperatura ainda é pouco estudada e, quando se trata de ambientes aquáticos tropicais é considerada totalmente desconhecida. Esse contexto se torna ainda mais sério quando experimentamos a degradação cada vez mais associada de ambientes tropicais e quando estudos apontam cenários futuros relacionados a mudanças climáticas e alterações de temperatura globais, afetando significativamente a biodiversidade das diatomáceas. Logo, é necessário compreender a estruturação dessa comunidade em resposta às variações de temperatura em ambientes tropicais e altamente degradados, como a Mata Atlântica. Com isso, o presente estudo buscou diagnosticar o efeito do aumento da temperatura sobre o estabelecimento e desenvolvimento de comunidades de diatomáceas em ambientes da Mata Atlântica, testando a hipótese de que o aumento da temperatura influencia na estruturação das comunidades de diatomáceas na Mata Atlântica. O delineamento experimental ocorreu com a instalação de três tratamentos de temperatura (28 °C, 30 °C e 32 °C), em um dos tanques do LEACEN-UEL. Utilizamos lâminas como substrato artificial para a análise do processo de colonização de diatomáceas perifíticas. As amostras foram coletadas a cada 4 dias e passaram por processos de raspagem, fixação em solução de Transeau, lavagens com água destilada, oxidação, triagem, fotografia e contagem em microscópio ótico, sendo medidas e identificadas. Os parâmetros abióticos, como nutrientes e parâmetros físico-químicos da água do tanque e dos tratamentos, foram aferidos. O processo de estruturação da comunidade de diatomáceas foi analisado através de atributos da comunidade. Foram registradas 40 espécies de diatomáceas durante o período do experimento. *D. confervacea*, *G. lagenula*, *N. amphibia*, *A. tropicocatenatum* e *F. capucina* foram as espécies mais abundantes, sendo as duas últimas as mais representativas. Os valores de abundância relativa de ambas foram inversamente proporcionais indicando coexistência, concorrência por espaço e recursos em águas oligotróficas do tanque. Para os valores de clorofila *a*, não houve uma forte relação entre a abundância das espécies representativas nos tratamentos e seus valores, sugerindo que outros grupos de algas possam estar relacionados às concentrações de clorofila *a* observadas. Não foram encontradas diferenças significativas entre as variáveis físico-químicas da água nos diferentes tratamentos. Portanto, a temperatura emerge como o principal parâmetro, permitindo avaliar com maior acuracidade sua interferência na estrutura das comunidades dos grupos algais estudados. As temperaturas mais baixas favoreceram a coexistência de diferentes espécies de diatomáceas, resultando em uma comunidade mais rica, diversa e equitativa. Por outro lado, as temperaturas mais elevadas influenciaram ter influenciado negativamente, diminuindo a diversidade e aumentando a uniformidade da comunidade, além de promover o domínio de algumas espécies mais adaptadas às condições térmicas mais elevadas.

Palavras-chave: Colonização; Perifíton; Ambientes aquáticos tropicais; Biometeorologia; Mudanças climáticas.

PINHEIRO, Thiago Ferreira. **Influence of Temperature on the establishment of Periphytic Diatom Community**: 2023. 118pp. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

GENERAL ABSTRACT

Temperature is a factor that affects the development of organisms, including diatoms. This group of algae is ecologically important in aquatic environments. However, the response of these communities to temperature variations is still poorly studied, and when it comes to tropical aquatic environments, it is considered largely unknown. This context becomes even more serious as tropical habitats experience increasing degradation, and studies indicate future scenarios related to climate change and global temperature alterations, significantly impacting diatom biodiversity. Therefore, it is necessary to understand the structuring of diatom communities in response to temperature variations in tropical and highly degraded environments, such as the Atlantic Forest. Thus, this study aimed to diagnose the effect of temperature increase on the establishment and development of diatom communities in the Atlantic Forest, testing the hypothesis that temperature increase influences the structuring of diatom communities in this region. The experimental design involved three temperature treatments (28 °C, 30 °C, and 32 °C) in one of the ponds at LEACEN-UEL. We used slides as artificial substrates to analyze the process of periphytic diatom colonization. Samples were collected every 4 days and underwent processes such as scraping, fixation in Transeau solution, rinsing with distilled water, oxidation, sorting, photography, and microscopic counting and identification. Abiotic parameters, such as nutrients and physicochemical water parameters of the tank and treatments, were measured. The process of diatom community structuring was analyzed through community attributes. A total of 40 diatom species were recorded during the experimental period. *D. confervacea*, *G. lagenula*, *N. amphibia*, *A. tropicocatenatum*, and *F. capucina* were the most abundant species, with the last two being the most representative. The relative abundance values of both species were inversely proportional, indicating coexistence and competition for space and resources in oligotrophic water of the tank. Regarding chlorophyll a values, there was no strong relationship between the abundance of the representative species in the treatments and chlorophyll a concentrations, suggesting that other groups of algae may be related to the observed chlorophyll a levels. No significant differences were found in the physicochemical water variables among the different treatments. Therefore, temperature emerges as the main parameter, allowing for a more accurate assessment of its interference in the structure of the studied algal groups' communities. Lower temperatures favored the coexistence of different diatom species, resulting in a richer, more diverse, and equitable community. On the other hand, higher temperatures had a negative influence, reducing diversity and increasing community uniformity, while promoting the dominance of species adapted to higher thermal conditions.

Key-words: Colonization; Periphyton; Tropical aquatic environments; Biometeorology; Climate change.

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 –Localização da área de estudo, LEACEN-UEL, Londrina, PR.	32
Figura 02 –Tanque experimental do LEACEN-UEL	34
Figura 03 –Instalação dos mesocosmos em campo.	34
Figura 04 –Esquema tridimensional do perifitômetro	35
Figura 05 –Coleta e acondicionamento das lâminas	36
Figura 06 –Coleta de dados abióticos.	36
Figura 07 –Etapas laboratoriais:.....	39
Figura 08 –Clorofila <i>a</i>	40
Figura 09 – A – Filtro macerado em metanol; B – Espectrofotômetro.....	41
Figura 10 – Temperaturas médias históricas da cidade de Londrina – PR (1990-2021).	44
Figura 11 –Temperaturas médias máximas anuais da cidade de Londrina (1990-2021).	45
Figura 12 –Temperatura médias dos meses (1990-2021).....	45
Figura 13 –Temperaturas da cidade de Londrina durante o período de colonização	46
Figura 14 – Registro da macroalga <i>Spirogyra</i> sp.	47
Figura 15 – <i>Spirogyra</i> sp.	49
Figura 16 – Variação das médias de pH durante os dias de colonização.	50
Figura 17 – Variação das médias de turbidez durante os dias de colonização.	51
Figura 18 – Variação das médias de Condutividade Elétrica nos dias de colonização.	51
Figura 19 – Variação das médias da concentração de Oxigênio Dissolvido durante os dias de colonização.	52
Figura 20 – Variação das médias de Sólidos Totais Dissolvidos durante os dias de colonização	53
Figura 21 – MEV das espécies mais abundantes do experimento.....	55
Figura 22 – Substituição temporal de espécies de diatomáceas perifíticas ao longo do período de colonização nos tratamentos de temperaturas).	57
Figura 23 – Médias de abundância relativa por tratamentos de temperatura.....	58
Figura 24 – Porcentagem dos táxons mais abundantes por tratamentos de temperatura durante o período de colonização do substrato.	59

Figura 25 – Média dos táxons mais abundantes tratamento por período de colonização do substrato.....	61
Figura 26 – Índices ecológicos por tratamento de temperatura.....	62
Figura 27 – Índices ecológicos dos tratamentos durante o período de colonização.....	63
Figura 28 – Média das taxas de clorofila a em ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$) dos tratamentos por abundância total de diatomáceas perifíticas (%) pelo período de colonização.....	65
Figura 29 – Média dos parâmetros físico-químicos por tratamentos de temperatura.....	66
Figura 30 – Linhas de tendências regressão entre as espécies de correlações negativa e positivas.....	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Dados referentes ao período de realização do experimento em campo	33
Tabela 2 – Parâmetros físicos e químicos do tanque experimental aferidos em campo através de sonda multiparamétrica.....	37
Tabela 3 – Nutrientes aferidos no tanque experimental.....	37
Tabela 4 – Aferição dos nutrientes durante os dias de colonização.	53
Tabela 5 – Riqueza de espécies por tratamentos de temperatura durante os dias de colonização.	56
Tabela 6 – Médias das taxas de clorofila a por tratamentos de temperatura durante o período de colonização	64

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Agência Nacional de Águas – ANA

Coleção Ficológica do Herbário da Universidade Estadual de Londrina – FUEL-Algae

Condutividade Elétrica – CE

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA

Dióxido de Carbono – CO₂

Estação de Piscicultura – EPUEL

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE

Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR

Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação de Espécies Nativas – LEACEN

Laboratório de Microalgas Continentais – LAMiC

Laboratório de Microscopia Eletrônica e Microanálise - UEL (LMEM)

Microscopia Eletrônica de Varredura – MEV

National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA

Oxigênio Dissolvido - OD

Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas – PBMC

Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas – IPCC

Potencial Hidrogeniônico – pH

Pureza Analítica – P.A.

Sólidos totais dissolvidos - STD

Tratamento 1 (28 °C) – T1

Tratamento 2 (30 °C) – T2

Tratamento 3 (32 °C) – T3

Unidades Nefelométricas De Turbidez – NTU

Universidade Estadual de Londrina – UEL

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	21
3. OBJETIVOS	31
3.1 Objetivo Geral.....	31
3.2 Objetivos Específicos	31
4. METODOLOGIA.....	32
4.1 Área de Estudo	32
4.2 Caracterização Climática	33
4.3 Etapa de Campo.....	33
4.4 Parâmetros Abióticos.....	36
4.5 Etapa Laboratorial	37
4.6 Clorofila <i>a</i>	40
5. TRATAMENTO NUMÉRICO E ESTATÍSTICO DOS DADOS.....	42
6. RESULTADOS	44
6.1 Caracterização Climática	44
6.2 Situação do experimento e ocorrência de <i>Spirogyra</i> sp.....	47
6.3 Parâmetros Abióticos.....	49
6.3.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)	50
6.3.2 Turbidez.....	51
6.3.3 Condutividade Elétrica	51
6.3.4 Oxigênio dissolvido	52
6.3.5 Sólidos Totais Dissolvidos	52
6.4 Nutrientes	53
6.5 Parâmetros Bióticos.....	54
6.5.1 Riqueza de espécies.....	54
6.5.1 Abundância Relativa	58
6.5.2 Índices Ecológicos	58
6.5.3 Índice de Diversidade, Equitabilidade e Dominância	61
6.6 Clorofila <i>a</i>	63
6.7 Tratamento Numérico e Estatístico dos Dados	65
7. DISCUSSÃO	66
8. CONCLUSÕES	84
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
APÊNDICES.....	108

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, o homem causou interferências significativas no meio ambiente. Essas interferências incluem desmatamento, impermeabilização do solo, uso excessivo de pavimentação asfáltica e aumento da emissão de CO₂. Essas questões têm sido objeto de grandes preocupações levantadas em debates e relatadas em relatórios do Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas - IPCC (MONTEIRO; SILVEIRA, 2013). Desde o período pré-industrial, o globo terrestre já aqueceu em média, cerca de 1 °C e a previsão é que a temperatura mundial aumente cerca de 1,5 °C até a metade deste século (IPCC, 2018). Desde a década de 60 a média das emissões mais que dobraram passando de 4,5 GtC, para uma média de 10,8 GtC durante 2012-2021 (FRIEDLINGSTEIN et al. 2022). Já para o Brasil, relatórios apresentados pelo Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas – PBMC mostram que não só a temperatura, para a qual são estimados aumento médio entre 2,5 °C e 5,4 °C, mas também os regimes de chuva e precipitação terão mudanças relevantes nos biomas brasileiros (PBMC, 2013).

Mensurar os efeitos das mudanças climáticas em diferentes escalas sobre os organismos vivos é um dos maiores desafios enfrentados pelos ecólogos. Isso se deve ao fato de que tais mudanças exercem influência direta na extinção de espécies, na diversidade biológica, na distribuição geográfica, no comportamento e na estrutura das comunidades (HUGHES, 2000). Os ecossistemas de água doce, por sua vez, não escapam dos efeitos das variações climáticas, sendo a elevação das temperaturas um dos principais indicadores das mudanças globais. Essas mudanças podem afetar os processos, o controle e a regulação das atividades metabólicas dos organismos em seus habitats, impactando seus níveis de estruturação biológica, assim como outros tipos de estresses inter-relacionados (BROWN et al. 2004; WOODWARD et al. 2010; IPCC, 2014).

Na natureza, nenhum processo metabólico é possível de ser realizado sem a água. Com isso, ela se torna vital para os seres vivos, principalmente os que habitam os ambientes aquáticos dulciaquícolas onde, dentre os seus incontáveis organismos, as algas constituem os mais representativos (RODRIGUES, 2004; ESTEVES, 2011). As algas são organismos fotossintetizantes, desempenham papel essencial nos ecossistemas aquáticos e são fundamentais para a vida na Terra. Assim como as plantas terrestres (Embriófitas), as algas possuem clorofila *a*,

responsável pela absorção de luz durante a fotossíntese. No entanto, diferentemente das plantas, as algas não apresentam embriões verdadeiros, ou seja, não possuem estruturas protetoras derivadas do organismo parental, como os esporófitos em desenvolvimento lento com diferenciação entre polos. Os mecanismos fotossintéticos das algas são altamente eficientes, resultando em uma grande produção de oxigênio a partir da hidrólise da água e uma captura eficiente de dióxido de carbono durante o ciclo de Kelvin. Essa capacidade fotossintética permite que as algas tenham um saldo de produtividade líquida positivo, consumindo mais CO₂ do que liberam e produzem mais oxigênio do que consomem. Do ponto de vista evolutivo, as algas desempenharam um papel fundamental na alteração da atmosfera terrestre, responsáveis por transformar a composição atmosférica, tornando-a semelhante à atual e permitindo que a vida como a conhecemos pudesse existir (GRAHAM et al. 2016; MATA et al. 2021; MOLINO et al. 2021).

As comunidades algais possuem uma enorme importância nas redes tróficas aquáticas e, portanto, o conhecimento de suas estruturações pode permitir uma melhor compreensão do funcionamento do sistema em sua quase totalidade. Esses organismos estão vinculados diretamente com o meio abiótico, recebendo matéria e energia e sendo um mecanismo de monitoramento por exercerem papéis de produtores primários, fornecendo a maior parte de toda a produção primária do planeta Terra, e agindo como definidores fisiológicos dos ecossistemas aquáticos (BONECKER, 2002; BARBOSA, 2002; CHISTI, 2004).

As algas são microrganismos, mais comumente, capazes de realizar processos fotossintizantes para síntese de energia e substâncias, com usos múltiplos para fins ecológicos, nutricionais e econômicos, tais como: fixação biológica de gás carbônico (MORAIS; COSTA, 2007); utilização de biomassa na produção de combustíveis biológicos não fósseis (XU; MI, 2011); tratamento de águas oriundas de processos industriais, biofertilizante, produção de moléculas bioativas (DERNER, 2006).

Dentre as comunidades em que as algas podem ser encontradas, as principais são o plâncton, formado por organismos que se dispõem livremente na coluna d'água, e o perifíton (ESTEVES, 2011). A expressão perifíton foi utilizada a princípio por Behning (1924), Wetzel (1983) definiu perifíton como uma complexa comunidade de microrganismos, englobando bactérias, fungos, algas,

invertebrados, protozoários e detritos orgânicos e inorgânicos, fixados a um substrato vivo ou morto. Atualmente o termo ficoperífiton é usado com maior frequência em referências as algas perífíticas (FONSECA; RODRIGUES, 2005; BURLIGA; SCHWARZBOLD, 2013).

Nos últimos anos, as análises da ecologia do ficoperífiton têm sido intensificadas. Entretanto, ainda é um desafio caracterizar os atributos ambientais que influenciam a estruturação dessa comunidade em escalas espaciais e temporais e, concomitantemente, compreender o funcionamento dos ecossistemas aquáticos com maior propriedade. Logo, entender as dimensões de cada um desses fatores e a sua dinâmica no perífiton, se torna cada vez mais necessário, principalmente na região tropical (LARNED 2010; SCHNECK; MELO, 2012). O ficoperífiton dos ecossistemas aquáticos continentais é de grande importância, atuando como depósitos de carbono, mineralizadores da matéria orgânica, fornecedores de alimento para outros seres vivos e na ciclagem de nutrientes (VADEBONCOUER; STEINMAN, 2002; FERNANDES, 2005).

Dentre os organismos destas comunidades biológicas de ambientes lóticos e lênticos, as diatomáceas (Bacillariophyceae) são as mais representativas, tanto em diversidade quanto em biomassa. Por possuírem um ciclo de vida rápido e por algumas espécies apresentarem baixa tolerância ecológica às mudanças ambientais, essas algas são utilizadas como modelos tanto na reconstrução de condições ambientais do passado quanto nas inferências das condições ecológicas atuais (BATTARBEE, 2000; SOININEN, 2007). Representantes desse grupo respondem rapidamente aos distúrbios ambientais, o que leva a serem consideradas um dos melhores bioindicadores de qualidade dos ambientes (LI et al. 2010; GIORGIO et al. 2016).

São inúmeros os fatores de controle de distribuição e abundância de diatomáceas. Esses, por sua vez, mostram uma tendência a apresentarem interações. Entretanto, estudos passados mostram uma significativa divergência em relação à variável temperatura. Patrick (1996) e Laing e Smol (2000) destacaram a importância deste parâmetro para o estabelecimento e desenvolvimento de comunidades de diatomáceas, podendo afetar as taxas máximas de crescimento (FOY; GIBSON, 2003). Assim, alguns estudos demonstraram uma independência improvável dos impactos da temperatura com

demais fatores (SCHINDLER et al. 1996; DENICOLA, 1996). Porém, Lotter et al. (1997) constataram uma independência estatística notável da temperatura em relação às outras variáveis ambientais dominantes, concluindo que este parâmetro, sozinho, exerce pouca influência sobre a estruturação das comunidades de diatomáceas.

O aumento dos valores de temperaturas dos ambientes e, por consequência dos organismos algais, como as diatomáceas, promove um crescimento considerado máximo, isso em condições ótimas de temperatura, ou seja, quando a atividade catalisadora de enzimas é máxima. Por outro lado, as taxas de crescimento diminuem à medida que a temperatura aumenta acima desse ponto ótimo, o que se dá devido a diminuição das atividades catalíticas-enzimáticas e desnaturação térmica (EPPLEY, 1972; KIENLING, 2002). Grande parte dos estudos voltados para análise das taxas de crescimento e metabolismo tende a se concentrar em temperaturas abaixo do ponto ótimo e, geralmente, incluem gradientes incompletos, levando-se a considerar que a temperatura ótima das espécies de diatomáceas deve ser interpretada cautelosamente (SMOL; CUMMING, 2000).

Para Pienitz et al. (1995) e Kilham et al. (1996), a temperatura não é uma variável explicativa dominante ou significativa, podendo ser atribuída com uma variável substituta para fatores que controlam a distribuição de diatomáceas. Anderson (2000) relata a existência de uma forte interação entre fatores climáticos e meteorológicos, como chuva, ventos, erosão, transporte de nutrientes, temperatura entre outros, que são primordiais para o desenvolvimento das diatomáceas. Essas literaturas ecológicas apontam que a temperatura tem menor influência na administração da composição da comunidade dessas algas que outras variáveis, tais como pH, nutrientes, salinidade e carbono orgânico dissolvido (KINGSTON; BIRKS, 1990; BATTARBEE, 1984; KORSMAN; BIRKS, 1996).

Mediante as consequências da intensificação das mudanças climáticas, pesquisas têm se voltado para as áreas árticas do globo, onde as diatomáceas se desenvolvem melhor em baixas temperaturas (ANDERSON, 2000). Contudo, as previsões indicam que as mudanças de temperatura devam afetar primeiro as regiões tropicais e subtropicais, onde a variação natural do clima é estreita. Ultrapassar esses limites levaria a condições estressantes para a biota, que é mais diversa do que nas regiões temperadas (O'GORMAN, 2012; MORA et al., 2013;

IPCC, 2014). Apesar dessa constatação, Taniwaki (2016) relata que há um baixo número de pesquisas em ecossistemas aquáticos tropicais, onde a análise dos efeitos da temperatura sobre diversos grupos, principalmente diatomáceas, ainda é mal compreendida.

O estado de preocupação com os ambientes tropicais é ainda mais acentuado quando inserido no contexto da perda da cobertura vegetal, uma vez que esses ecossistemas têm sido afetados por intensas atividades de desmatamento nos últimos anos. Um exemplo significativo é o bioma Mata Atlântica, que possui menos de 29% de sua cobertura florestal original, a Mata Atlântica sofreu uma perda de 30.155 hectares, o que representa 1,8% da área total dos alertas de desmatamento (RAD, 2022).

Estudos baseados no controle de variáveis que interferem no desenvolvimento das microalgas em laboratórios são mais acessíveis quando realizados em cultivo. Contudo, quando se trata de sistemas maiores e abertos, esse procedimento se torna um pouco mais desafiador. No entanto, esses organismos possuem alta capacidade de adaptação a diferentes ambientes, o que os torna eficazes e, conseqüentemente, econômicos (LOURENÇO, 2006; GUO; ZHANG; LI, 2017). Diante disso, os experimentos em mesocosmos surgem como uma ferramenta viável para a compreensão de como os produtores primários aquáticos são afetados e como eles respondem às mudanças no meio. Esses experimentos proporcionam resultados mais próximos do ambiente natural, encontrando um equilíbrio entre procedimentos de laboratório e condições ambientais (BOONE; JAMES, 2005; KRITZBERG et al. 2014; WEIDMAN et al. 2014).

Diante da escassez de estudos sobre os efeitos da temperatura exclusivamente sobre comunidades de diatomáceas em ambientes tropicais, torna-se necessário realizar pesquisas e divulgar dados sobre o processo de distribuição e colonização desses organismos, especialmente em relação às variações nas características da água, com ênfase nas temperaturas dos ecossistemas tropicais. Esses ecossistemas são particularmente vulneráveis aos aumentos resultantes das mudanças climáticas, especialmente quando inseridos em ambientes altamente degradados, como é o caso da Mata Atlântica. Logo, estudos sobre o tema em questão se estende para além do âmbito acadêmico, impactando diretamente a gestão ambiental e a tomada de decisões relacionadas à preservação da Mata

Atlântica e de outros ecossistemas tropicais.

Com o intuito de reduzir essa lacuna de conhecimento, esta pesquisa tem como objetivo verificar a influência da temperatura sobre o estabelecimento e desenvolvimento de comunidades de diatomáceas perifíticas em ambientes aquáticos da Mata Atlântica. O trabalho busca testar a hipótese de que a estrutura dessas comunidades é afetada pela variação das condições de temperatura no ambiente.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

DIATOMÁCEAS (Bacillariophyceae)

As diatomáceas (Bacillariophyceae) são organismos microscópicos que pertence ao grupo de heterocontes (i.e., algas com dois flagelos distintos em alguma etapa do seu ciclo de vida). Apesar disso, as espécies mais basais das diatomáceas, conhecidas popularmente como cêntricas, perderam o menor dos flagelos, restringido o maior deles somente no gameta masculino, enquanto os grupos mais derivados, conhecidos como penadas, perderam completamente os dois flagelos (ROUND et al. 1990). Elas são algas eucarióticas e, em sua maioria, unicelulares, podendo ser fotoautotróficas, heterotróficas obrigatórias ou facultativas.

Apresentam crisomolaminaria como produto de reserva energética, além de clorofila *a* e *c*, e fucoxantina, que conferem a elas uma coloração dourado-castanha. As diatomáceas possuem a parede celular composta por sílica, denominada frústula, a qual é formada por duas tecas, que contêm suas respectivas valvas e cíngulos, e é principalmente sobre esta parede celular que é baseada a taxonomia do grupo (GRAHAM, 2016; ROUND et al. 1990; FRANCESCHINI et al. 2010; BURLINGA; KOCIOLEK, 2016). Seu nome deriva do grego "diatomos", que significa "cortado ao meio", devido à sua estrutura celular característica. Essas estruturas de vidro hidratado conferem às diatomáceas uma aparência bela e distintiva. Além disso, as diatomáceas desempenham um papel fundamental no ciclo biogênico do silício nas águas, absorvendo e incorporando cada átomo de silício em suas paredes celulares. Isso mostra a importância desses organismos na regulação dos processos biogeoquímicos e na estabilidade dos ecossistemas aquáticos (ARMBRUST, 2009).

Para que ocorra uma adequada identificação taxonômica, as diatomáceas

passam por técnicas específicas para a eliminação da matéria orgânica por completo. Assim, as diversas ornamentações e poros presentes nas frústulas são devidamente observadas ao microscópio óptico, facilitando a identificação até o nível de espécies. As diatomáceas possuem distintas formas morfológicas, que permite classificá-las para fins didáticos como penadas (simetria bilateral, em geral) e cêntricas (simetria radial) ocupando diferentes nichos (ROUND et al. 1990; TAYLOR et al. 2007; IRWIN et al. 2012). A rígida composição da parede garante uma boa preservação nos diferentes ambientes, permitindo a realização de estudos em uma escala temporal longa (STOERMER; SMOL, 1999; SMOL 2008).

O ciclo de vida das diatomáceas é do tipo haplobionte diplonte, com meiose gamética. Isso significa que os indivíduos, na maior parte do ciclo de vida, são diploides, sendo a haploidia restrita somente à fase gamética (COX, 2015). A maior parte do ciclo de vida das diatomáceas é caracterizado por reproduções assexuadas. A reprodução assexuada pode resultar na diminuição das dimensões dos novos indivíduos da população. Nesse caso, as novas tecas são sempre formadas sob a condição de hipotecas. Isso, associado ao fato da rigidez da frústula, é responsável pela diminuição do tamanho celular de indivíduos de diferentes populações de diatomáceas, fato registrado como regra de MacDonald-Pfitzer (ROUND, 1972). Contudo, raras exceções ao modelo de MacDonald-Pfitzer têm sido registradas em estudos experimentais (GEITLER, 1932; FINDENEGG, 1943; LOCKER, 1950).

A reprodução sexuada ocorre geralmente quando os indivíduos da população começam a atingir o tamanho mínimo suportado pela espécie. Nesses casos, alguns indivíduos de diatomáceas de grupos mais basais produzem anterozoides dotados de flagelo e outros produzem oosferas. Essas estruturas são liberadas no ambiente e se encontram de reconhecimento a partir de feromônios (SATO et al. 2011). Em grupos mais derivados de diatomáceas, no entanto, os gametas perderam completamente os flagelos. Uma estratégia para resolver esse problema é que as células parentais compatíveis são atraídas por feromônios (BODOC et al. 2016; MOES et al. 2016; KLAPPER et al. 2021). Ao se encontrarem, esses organismos formam uma estrutura rica em mucilagem (i.e., gametângio) em volta de do grupo de células reprodutivas onde produzirão seus gametas.

A fusão dos gametas tanto das diatomáceas cêntricas quanto das

diatomáceas penadas formarão o zigoto que imediatamente se torna uma estrutura de resistência denominada auxósporo, o qual contará com um envoltório formado por diversas escamas silicosas (ROUND et al. 1990). Diferentemente das demais células vegetativas, o auxósporo apresenta capacidade de expansão, permitindo o aumento da dimensão do indivíduo o qual gerará novas células com os tamanhos máximos para a espécie (COX, 2015).

Dentre os grupos de microalgas, as diatomáceas são consideradas as mais abundantes e desempenham um papel fundamental nos ecossistemas marinhos e de água doce. Elas estão envolvidas em diversos ciclos biogeoquímicos, como os ciclos do carbono, do nitrogênio, do fósforo e da sílica, exercendo um impacto significativo no clima global (MEDLIN; KASZMARSKA, 2004). Estudos demonstram que as diatomáceas são responsáveis pela fixação de aproximadamente 10 bilhões de toneladas de carbono inorgânico por ano, correspondendo a cerca de um quarto desse processo em todo o planeta (GRANUN et al. 2005).

Esses microrganismos são encontrados em praticamente todos os ecossistemas, incluindo ambientes terrestres, desempenhando um papel essencial como elo entre as produções primárias e secundárias e ocupando uma posição de destaque na teia alimentar aquática (ARTS et al. 2009; KALE; KARTHICK, 2015). Devido à compreensão aprofundada dos processos evolutivos e ecológicos que afetam sua distribuição e abundância, as diatomáceas são frequentemente utilizadas como ferramentas potenciais no biomonitoramento e na bioindicação de diversos fatores ambientais, climáticos e de nutrientes, respondendo de forma rápida aos impactos humanos (WINTER; DUTHIE, 2000; SCHUCH et al. 2015; RÜHLAND et al. 2015; PAJUNEN et al. 2017). A ecologia e a evolução desses organismos as tornam um dos grupos taxonômicos mais bem-sucedidos, com uma base fisiológica e genética ainda em debate e em constante investigação (WILHELM et al. 2006).

AQUECIMENTO GLOBAL – EFEITO ESTUFA

A elevação da temperatura no planeta Terra é uma das consequências da concentração de gases que retêm calor, resultante da interação entre a superfície terrestre, a atmosfera e a luz solar. Essa associação de fatores é responsável pelo fenômeno conhecido como efeito estufa, no qual o dióxido de carbono (CO₂) desempenha um papel crucial como principal constituinte e causador. No entanto,

além do CO₂, outros gases também contribuem para o efeito estufa, tais como metano, ozônio, óxido nitroso, hexafluoreto de enxofre, clorofluorcarbonos e vapor d'água. Essa combinação de gases atua como uma barreira, retendo os raios solares convertidos em calor e causando o aumento da temperatura global (OOHSE et al. 2007).

O efeito estufa é um fenômeno intrínseco às atividades humanas que merece destaque. É uma ocorrência natural e fundamental para a existência de vida na Terra, uma vez que sem ele, o Sol não seria capaz de aquecer o planeta de maneira adequada (RAVEN et al. 2001). O grande agravante é a elevação dos teores de CO₂ na atmosfera, gerada por processos de combustão/queima e decomposição da matéria orgânica. As atividades humanas em escala global têm levado a um aumento nas emissões anuais CO₂ em torno de 0,9% ao ano, crescimento tem contrabalanceado os esforços de redução realizados em outras regiões, no qual as emissões globais de CO₂ fóssil atingiriam 36,2 gigatoneladas no ano de 2021, já para 2022 provenientes de alterações fósseis e do uso do solo também foram cerca de 40,5 Gt (FRIEDLINGSTEIN et al. 2022).

Neste cenário, entram em pauta nos debates mundiais as mudanças climáticas, tendo como base o aquecimento global, constatando a necessidade de reduzir em pelo menos 80% as emissões dos gases do efeito estufa. O objetivo é alcançar medidas que mitiguem mudanças permanentes nos padrões e regimes climáticos, preservando as condições de vida em todo o globo terrestre diante dos impactos potencialmente drásticos das alterações climáticas. Contudo, alguns empecilhos são observados, como os interesses político-econômicos, que acabam coibindo essas medidas, somados a opiniões de cientistas que não acreditam nas respostas do aumento da concentração de carbono, além da falta de preocupação por parte da população, que acredita apenas nos efeitos a muito longo prazo (OOHSE et al. 2007; CANADELL et al. 2021).

ATUAÇÃO DAS MICROALGAS NO SEQUESTRO DE CARBONO

Desde o Protocolo de Kyoto, em 1997, diversos países envolvidos começaram a investir recursos em meios que visam compensar as emissões de gases, adotando medidas que flexibilizam essas ações, como o sequestro de carbono. O sequestro de carbono busca absorver e fixar a grande quantidade de

CO₂ presente na atmosfera. Outras medidas mitigadoras incluem o reflorestamento de áreas degradadas, que promove a liberação de oxigênio e o armazenamento de CO₂ no solo e nos organismos. Essas medidas atuam de forma eficaz, reduzindo a ação dos raios solares e evitando a oxidação de materiais orgânicos ricos em CO₂. Além disso, a redução das emissões de combustíveis fósseis e a substituição por combustíveis biológicos também são medidas importantes (KEFFER; KLEINHEINZ, 2002; MATA et al. 2010).

Existem caminhos alternativos e sustentáveis que contribuem para a redução dos gases poluentes na atmosfera. Cerca de 60% da fixação de CO₂ no planeta ocorre nas águas, por meio dos processos fotossintetizantes realizados principalmente pelas microalgas aquáticas. Nesse contexto, as diatomáceas surgem como uma estratégia viável para mitigar o efeito estufa. Quando em bom estado fisiológico e em condições ambientais ideais, as diatomáceas são responsáveis por aproximadamente 20% da fixação global de carbono. No entanto, as elevações de temperatura nas águas afetam esse sistema de trocas gasosas, resultando em uma redução na absorção de CO₂ e favorecendo reações que liberam CO₂ na atmosfera (STEPHENS et al. 2010; MAKHASHVILI, 2016).

A biomassa seca das microalgas é composta principalmente por carbono, que é o macronutriente orgânico essencial para o desenvolvimento desses organismos. O dióxido de carbono, por sua vez, é um componente inorgânico absorvido pelas microalgas sem a necessidade de gastos energéticos. Esse processo tem despertado um crescente interesse nas pesquisas de natureza biotecnológica, que exploram a capacidade das microalgas de sintetizar biomassa seca por meio dos mecanismos fotossintetizantes, visando obter recursos alimentícios, energéticos e químicos (MIO; WU, 2004).

As microalgas aquáticas possuem a característica única de fixar o CO₂ por meio de processos biocatalíticos, o que as torna mais eficientes na fotossíntese em comparação com as plantas superiores. Além disso, as microalgas apresentam diferenças significativas em relação à velocidade reprodutiva, composição bioquímica e capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais. Essas características fazem com que as microalgas sejam altamente eficazes na fixação do dióxido de carbono, sendo responsáveis por liberar aproximadamente 90% do oxigênio para a atmosfera (LIU et al. 2021; RAO et al. 2021; CARRASCO; OROCIO

et al. 2021).

Esses microrganismos também são encontrados em águas continentais, como rios, reservatórios, riachos, pântanos, lagos e lagoas, e correspondem a apenas 1% da superfície terrestre. Eles desempenham um papel crucial no sequestro, transporte e mineralização do carbono. O CO₂ desempenha um papel crucial no aquecimento global, sendo responsável por cerca de 68% das emissões totais de gases de efeito estufa. Para mitigar o aumento dessas emissões, a fixação biológica de dióxido de carbono desempenha um papel importante. Esse processo envolve microrganismos fotossintéticos, como as microalgas, destacando-se por sua alta capacidade de sequestro de CO₂ (SHUKLA et al. 2017; SARAF; DUTT, 2021).

Essas microalgas têm uma eficiência fotossintética até 15 vezes maior do que as plantas terrestres, o que lhes permite utilizar o dióxido de carbono na produção de biomassa. Estudos têm mostrado que, em condições ótimas (como temperatura, pH, salinidade, aeração, nutrição e iluminação adequadas), aproximadamente 1,3 kg de dióxido de carbono podem ser sequestrados para produzir 1 kg de biomassa por meio das microalgas (SARWER, et al. 2022; ZHOU, et al. 2017; JAISWAL, et al. 2021).

A TEMPERATURA E SUAS IMPLICAÇÕES NOS ORGANISMOS VIVOS

É perceptível a intensificação nos debates a respeito das intervenções antrópicas e naturais nos ecossistemas aquáticos, ainda mais quando inseridos em panoramas de mudanças climáticas à nível global. A temperatura surge como um dos principais fatores de influência no desenvolvimento de diversos organismos.

A temperatura, para Georlette et al. (2004), é de primordial importância para a vida dos seres vivos, pois influencia as reações bioquímicas nas células e a sua diminuição retarda os processos fisiológicos, reduzindo a fluidez dos envoltórios celulares. Esse parâmetro é um fator ambiental básico e estressante, quando em condições extremas, afetando todas as vias metabólicas (BOYD et al. 2015; MOSBY; SMITH, 2015).

As elevações da temperatura nas superfícies aquáticas são responsáveis pela reestruturação das comunidades algais, determinando a biogeografia e as variações de distribuição temporais dos organismos. No entanto, ainda existem lacunas no

entendimento do comportamento e do grau de influência da temperatura sobre os microrganismos aquáticos (MONTAGNES; FRANKLIN, 2001; THOMAS *et al.* 2012). As elevadas temperaturas das águas são críticas no desenvolvimento das comunidades fitoplanctônicas, onde, assim como os demais seres vivos, as diatomáceas são impactadas com os efeitos dessas mudanças, pois as taxas dos processos fisiológicos, celulares e os de ciclagem de nutrientes são afetados (RAVEN; GEIDER, 1988; JEPPESEN *et al.* 2010, HÄDER *et al.* 2011; ARANGUREN-GASSIS; LITCHMAN, 2020).

A compreensão dos impactos da temperatura sobre o desenvolvimento das diatomáceas, bem como a organização das populações e comunidades desses organismos, pode ser alcançada por meio de interpretações provenientes de estudos experimentais. Montagnes e Franklin (2001) constataram a influência desse parâmetro sobre o tamanho, taxa de crescimento e biomassa celular de diatomáceas. Alguns estudos registram resultados divergentes na relação dimensões e temperatura. Para Jorgensen (1968), Margalef (1969), Olson *et al.* (1986) e Atkinson (1994, 1995), a elevação da temperatura resulta em populações de diatomáceas com indivíduos de menores dimensões. Já para Durbin (1977) e Thompson *et al.* (1992), indivíduos de diatomáceas de maior tamanho são observados com a elevação da temperatura. Por outro lado, Yoder (1979), Verity (1981) e Sournia (1982) verificaram que o tamanho das diatomáceas não apresentam nenhuma relação com as variações de temperaturas.

Para explicar essas divergências, alguns autores sugerem que existem questões que circundam as análises das dimensões das diatomáceas, como a taxa de sedimentação, que acabam afetando as pressões de alimentação pelo zooplâncton e a produção autotrófica, além de estratégias adaptativas como a reprodução assexuada, um artifício que garante vantagens competitivas em um prazo menor (GALLAGHER, 1983; EDLUND; STOERMER, 1997).

O crescimento populacional das diatomáceas é impulsionado pelo aquecimento da temperatura da água, até o considerado ideal ou ótimo para cada espécie, e decrescem rapidamente quanto esse ideal é ultrapassado. Esses aspectos ressaltam a maior suscetibilidade das espécies de regiões tropicais, tendo em vista, que suas temperaturas adequadas estão próximas da temperatura ambiente, e onde quaisquer elevações levariam à diminuição dos níveis de

crescimentos e redução da riqueza de espécies (EPPLEY, 1972; THOMAS et al. 2012).

O entendimento do comportamento ecológico das diatomáceas de regiões tropicais, ainda são estudados em menor grau em comparação com as das regiões temperadas, em razão das pressuposições climáticas futuras, onde diatomáceas dessas localidades tropicais podem sobreviver até cerca de 40 °C, considerado a temperatura letal para esses organismos (BUTTERWICK et al. 2005).

Estudos indicam que a temperatura da água e do ar, embora influenciadas por outros fatores ambientais, desempenham um papel crucial na captura de variações distintas em relação aos demais fatores, desempenhando uma explicação significativa para as flutuações na taxonomia das diatomáceas. (SCHINDLER et al. 1996; DENICOLA, 1996, LAING; SMOL, 2000). Na literatura, as baixas temperaturas são frequentemente mencionadas como um preditor do aumento da população de diatomáceas. Essas condições frias, que ocorrem durante os períodos mais gelados, conferem vantagens competitivas às diatomáceas, uma vez que outras algas e predadores, como o zooplâncton, tendem a ser mais abundantes em temperaturas mais altas (VAN DONK; KILHAM, 1990).

SUCESSÃO ECOLÓGICA E UTILIZAÇÃO DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS

A sucessão ecológica descreve alterações contínuas nos ecossistemas, envolvendo o ambiente físico modificado por organismos vivos ao longo do tempo (FARREL, 1991; JACKSON, 2003). O estabelecimento em um novo espaço, consiste em um esquema de colonização e extinção tendencial, não sazonal e previsível (ODUM, 1985; BEGON, 1988).

A sucessão no perifiton é cíclica, contando com fases temporais bem estabelecidas (i.e., fase inicial - crescimento gradual, fase intermediária - pico ou climáx, e fase final - decréscimo). Essas fases podem ser identificadas a partir da densidade de organismos no substrato. Após o declínio da comunidade, pode haver um novo processo de colonização recuperando a densidade perifítica (ÁCS; KISS, 1993).

Hoagland et al. (1982) relatam que a sucessão ocorrente em plantas

terrestres é semelhante a que ocorre na comunidade perifítica, expressadas por microsucedões. O início da estruturação sobre o substrato se dá pelo acúmulo de matéria orgânica dissolvida, que auxilia no metabolismo e adesão das bactérias, estabelecimento que ocorre em poucas horas a partir da exposição do substrato (VAN DAN et al. 2002; CARRIAS et al. 2002). Em seguida, há o depósito de pequenas células, além de diatomáceas adnatas, coloniais e algas filamentosas, que começam a compor o biofilme que terá sua espessura e coloração variando no decorrer do processo de colonização (BIGGS, 1996; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Os organismos que compõem o perifíton possuem diferentes tipos de adaptações morfológicas que favorecem a sua adesão ao substrato (AZIM et al. 2005). Muitos desses organismos apresentam hábitos sésseis, podendo apresentar células com secreções pegajosas, células móveis e imóveis, com hastes de ápices coesivas, cápsulas viscosas, células sésseis ou filamentos com mucilagem (REID 1976). Os organismos sésseis são conhecidos como euperifíton, enquanto os que não estão necessariamente aderidos ao substrato, ou seja, apresentando-se de forma livre, mas juntos e participantes dessa comunidade, são denominados de pseudoperifíton (SLÁDECKÓVA, 1962).

A comunidade perifítica é frequentemente dominada pelas diatomáceas (Bacillariophyceae), constituindo a classe mais representativa em todos os estágios da sucessão. Esse predomínio é relacionado ao fato das espécies de diatomáceas possuírem a capacidade de habitar diferentes superfícies e habitats aquáticos, além de deterem diversas adaptações morfológicas que as permitem resistir e tolerar variadas condições ambientais e ecológicas, garantindo benefícios adaptativos na comunidade em geral, como na competição por espaço, luz e nutrientes (CETTO et al. 2004; FELISBERTO; RODRIGUES, 2005; LEANDRINI, 2006).

O ficoperifíton responde rapidamente nos meios aos quais está inserido, e da mesma forma possibilita uma rápida resposta da comunidade perifítica como um todo. Isso ocorre em razão de apresentar distintas formas de tolerância, preferências ambientais e, por não conseguirem fugir dos poluentes dos seus habitats, traduzem informações sobre o ecossistema e o local de adesão (LOVERDE; OLIVEIRA et al. 2006; RODRIGUES et al. 2003). Assim, a escolha do tipo de substrato utilizado em estudos com enfoque na sucessão da comunidade perifítica, deve ser tomada com

cautela, tendo em vista que o substrato pode interferir e sobrecarregar o sistema de análise, além de inferir na composição nutricional da comunidade ali aderida (KESHAVANATH et al. 2012; KESHAVANATH et al. 2004; SIVER 1977; NIELSEN et al. 1984; HAO et al. 2017).

Além da composição, a escolha do substrato deve ter como norte, uma propícia superfície para o estabelecimento e amadurecimento da comunidade, apresentar um baixo custo, fácil aquisição, simples manipulação e remoção do biofilme perifítico aderido. Neste caso, o uso de substratos artificiais, mostra-se como uma excelente ferramenta, onde, além de não liberarem nenhuma substância no ambiente de estudo, estão inclusos no progresso metodológico em abordagens que trata da indicação de taxas de biomassa e crescimento, análises de estimativas do metabolismo, eficiências dinâmicas de colonização e recolonização, e diagnósticos comparativos em diferentes locais de estudos (WATANABE; 1990).

Um substrato artificial é um “habitat vazio”, inerte e passível ao processo de colonização pelo perifíton, dispondo de formas que permitem a mensuração de sua área para aferições quantitativas e superfícies que possibilitam uma fácil fixação e remoção da comunidade, permitindo o acompanhamento das etapas de sucessão e a possibilidade do uso direto das amostras (PANITZ, 1980; SCHWARZBOLD, 1990).

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Verificar a influência da temperatura sob o estabelecimento e desenvolvimento de comunidades de diatomáceas perifíticas de ambientes da Mata Atlântica.

3.2 Objetivos Específicos

Analisar o processo de colonização e sucessão da comunidade de diatomáceas perifíticas em sistemas de temperaturas distintas e mais elevadas.

Examinar os atributos das comunidades de diatomáceas perifíticas em sistemas de temperaturas distintas e mais elevadas.

Mensurar a influência da temperatura sobre a qualidade de água

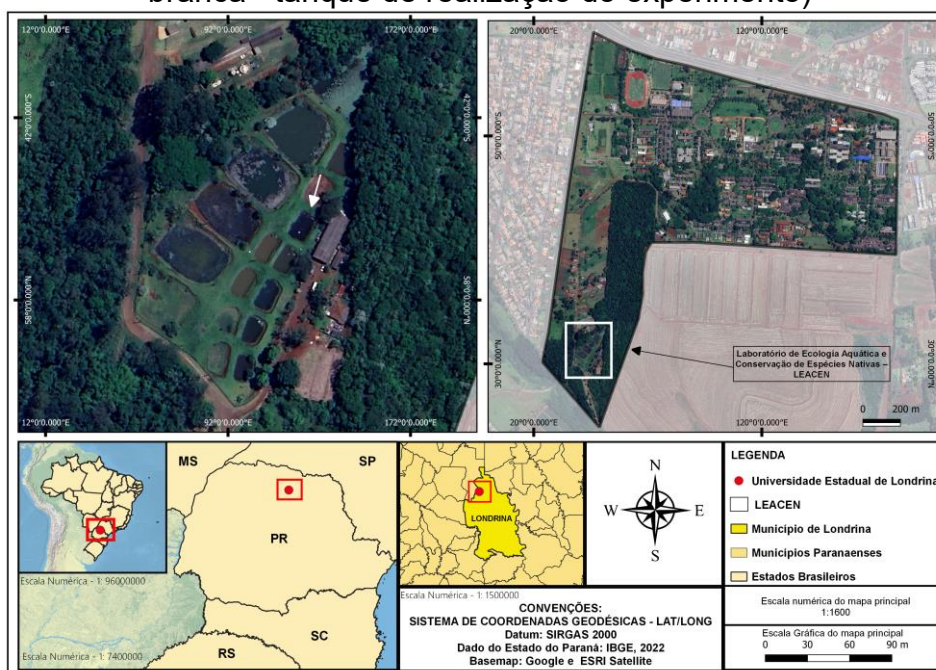
4. METODOLOGIA

4.1 Área de Estudo

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2021), a cidade de Londrina está localizada a 410,3 km da capital Curitiba, no quadrante norte do estado do Paraná ($23^{\circ}17'34''$ S; $51^{\circ}10'24''$ W). O município possui uma área territorial de 1.652,569 km² e uma população estimada de cerca de 580.870 habitantes. O clima em Londrina é subtropical úmido, com verões quentes e chuvas durante todas as estações. O bioma predominante na região é a Mata Atlântica do tipo Floresta Estacional Semidecidual, e a temperatura média é de 22,5 °C, com uma média anual de pluviosidade de 1723 mm.

A 5 km do centro da cidade, encontra-se o Laboratório de Ecologia Aquática e Conservação de Espécies Nativas – LEACEN ($23^{\circ}20'02.6''$ S; $51^{\circ}12'31.2''$ W), onde o estudo foi realizado (Figura 01). A área abrange cerca de 23.648 m² e está localizada logo abaixo do Horto Florestal da Universidade Estadual de Londrina - UEL. O referido espaço é formado por um conjunto de tanques escavados voltados para a produção espécies nativas de peixes. Os tanques do laboratório são abastecidos por nascentes localizadas em regiões de menor altitude do Horto da UEL, que fazem parte da Bacia do Ribeirão Esperança (VIEIRA; SHIBATTA 2007).

Figura 1. Localização da área de estudo, LEACEN-UEL, Londrina, PR. (Seta branca - tanque de realização do experimento)



Fonte: Própria autoria (2023)

4.2 Caracterização climática

Para a obtenção dos dados climatológicos nos dias de realização das coletas, como: temperatura do ar, mínima e máxima diária, chance de chuva, umidade, vento, precipitação, sensação térmica, visibilidade e índice UV, foi utilizado a plataforma *The Weather Channel*. Já as médias históricas anuais (1992-2021) da cidade de Londrina, foram obtidas pelo Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná – IAPAR – EMATER.

4.3 Etapa de campo

O experimento foi realizado entre os meses de julho e setembro de 2022, conforme apresentado na Tabela 1, utilizando mesocosmos dispostos em um tanque específico do LEACEN (Figuras 1, 2). O tanque possui uma área de 292,4 m² e uma profundidade de 1,60 metros. Para a realização do experimento, adotou-se o modelo de mesocosmos *in situ*, estabelecido em uma área aberta e cercada dentro do próprio ambiente, sem o controle das variáveis, exceto a temperatura. Embora esse modelo seja limitado, ele proporciona respostas mais próximas da realidade (ROWE; DUNSON, 1994; CAQUET et al. 2000).

Tabela 1. Dados referentes ao período de realização do experimento em campo.

COLETA	DIAS DE COLONIZAÇÃO	DATA	SOMATÓRIO DE LÂMINAS COLETADAS	COLETA DOS DADOS ABIÓTICOS
Instalação do experimento	0	18/07/2022	0	
1 ^a	4	22/07/2022	30	x
2 ^a	8	26/07/2022	60	
3 ^a	12	30/07/2022	90	
4 ^a	16	03/08/2022	120	x
5 ^a	20	07/08/2022	150	
6 ^a	24	11/08/2022	180	
7 ^a	28	15/08/2022	210	x
8 ^a	32	19/08/2022	240	
9 ^a	36	23/08/2022	270	
10 ^a	40	27/08/2022	300	x
11 ^a	44	31/08/2022	330	
12 ^a	48	04/09/2022	360	
13 ^a	52	08/09/2022	390	x
14 ^a	56	12/09/2022	420	

Fonte: Própria autoria (2023)

Figura 02. Tanque experimental do LEACEN-UEL



Fonte: Própria autoria (2023).

Cada mesocosmo foi constituído por uma caixa de polipropileno transparente com capacidade de 30 litros (30,5 cm de largura, 42,5 cm de comprimento e 30,7 cm de altura). Na porção superior de cada mesocosmo, foram fixados flutuadores de espuma de polietileno (espaguete) com 160 cm de comprimento e 6 cm de espessura (conforme apresentado na Figura 3). O delineamento experimental adotado foi inteiramente casualizado, com três tratamentos e cinco réplicas para cada tratamento, totalizando 15 mesocosmos. Para o controle da temperatura, foram utilizados termostatos de aquário (aquecedor automático totalmente submersível de 110V/60HZ), fixados horizontalmente na parede interna de cada mesocosmo. Os tratamentos foram designados como T1 (28 °C), T2 (30 °C) e T3 (32 °C).

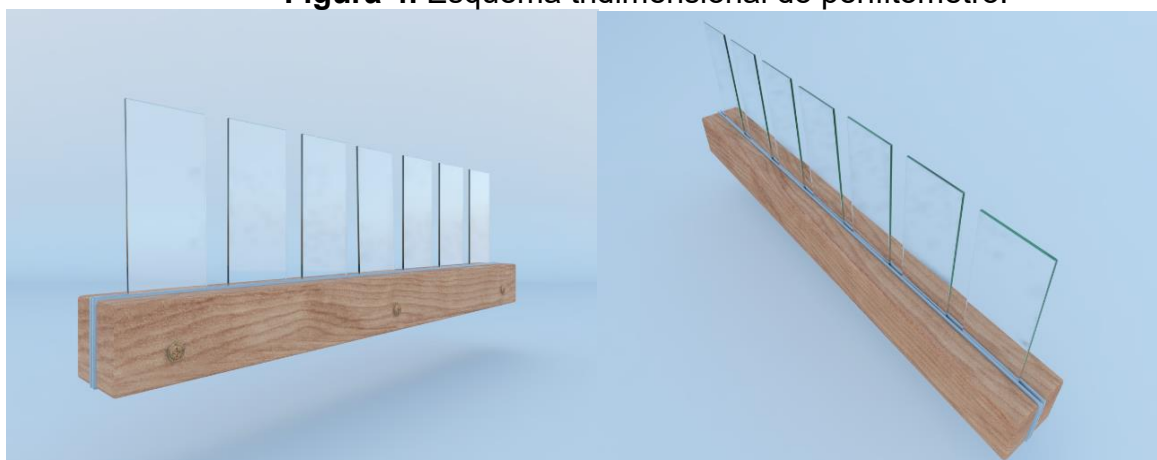
Figura 03. Instalação dos mesocosmos em campo.



Fonte: Própria autoria (2023).

Para investigar a colonização e a estruturação da comunidade de diatomáceas perifíticas, foram construídos perifitômetros projetados especificamente para esse fim (conforme ilustrado na Figura 4). Cada perifitômetro era composto por duas ripas de madeira pinus (24 cm de comprimento, 1,5 cm de largura e 4,1 cm de altura), com a região interna revestida com E.V.A, onde foram encaixadas sete lâminas de vidro, as quais serviram como substratos artificiais. Cada mesocosmo continha 10 perifitômetros, totalizando 70 lâminas de vidro, que foram submersos na água do reservatório.

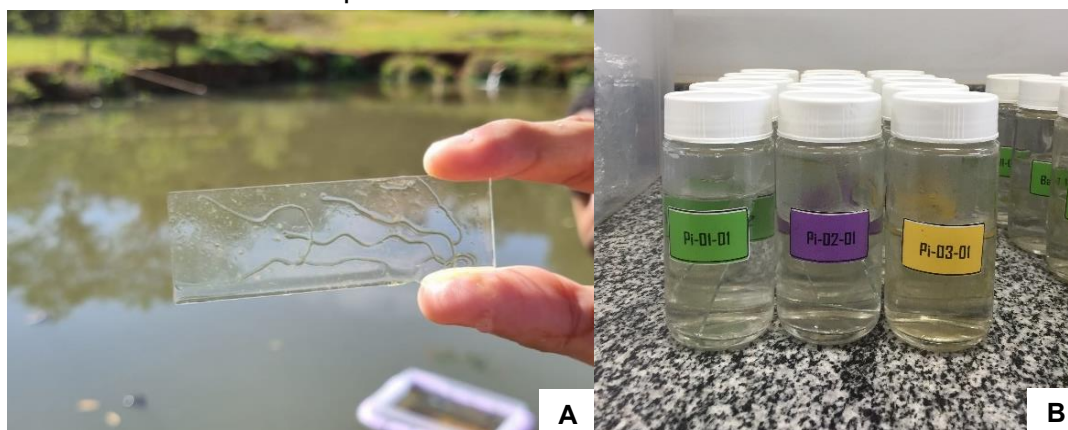
Figura 4. Esquema tridimensional do perifitômetro.



Fonte: Própria autoria (2023)

Os mesocosmos permaneceram no tanque por 56 dias, o suficiente para permitir o amadurecimento da comunidade perifítica (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS. 2003). A cada quatro dias, aproximadamente, a partir da data de instalação, duas lâminas foram removidas do amostrador de cada mesocosmo, totalizando 28 lâminas por mesocosmo e 420 em todo o experimento (conforme Figura 5). Uma das lâminas de cada coleta/mesocosmo foi destinada à análise das diatomáceas perifíticas, enquanto a outra lâmina foi utilizada para a aferição da concentração de clorofila *a*. Em cada mesocosmo, as duas lâminas eram selecionadas aleatoriamente (CERRÃO et al. 1992), acondicionadas em frascos de vidro de 100 ml previamente etiquetados e preenchidos com 50 ml de água destilada. Os frascos contendo as lâminas para análise de clorofila *a* foram envoltos em papel alumínio, mantidos em baixa temperatura e protegidos da luz até o momento da filtração em laboratório.

Figura 5. Coleta e acondicionamento das lâminas: **A** - Lâmina colonizada; **B** - Frascos etiquetados contendo lâminas coletadas.

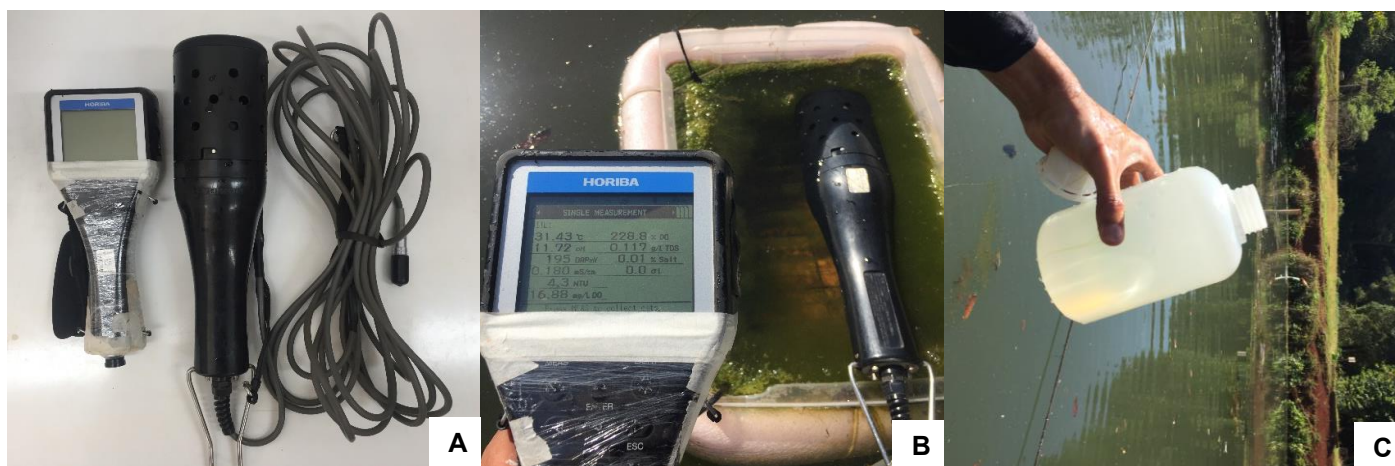


Fonte: Própria autoria (2023)

4.4 Parâmetros abióticos

Parâmetros como temperatura da água, pH, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido, turbidez e sólidos totais dissolvidos foram aferidos *in loco*, utilizando sonda multiparamétrica Horiba 19" series 2000 (Figura 6, Tabela 2). Cada um dos 15 mesocosmos foi submetido a quatro aferições ao longo do período de estudo, sendo também realizada uma medição da água do tanque fora dos três tratamentos estabelecidos para controle. Esse protocolo de aferições foi repetido a cada intervalo de 15 dias, a partir do momento de início do processo de colonização das diatomáceas perifíticas.

Figura 6. Coleta de dados abióticos. **A** - Sonda multiparamétrica; **B**- Aferição em campo; **C** – Coleta de nutrientes.



Fonte: Própria autoria (2023)

Tabela 2 – Parâmetros físicos e químicos do tanque experimental aferidos em

campo através de sonda multiparamétrica.

PARÂMETRO	ABREVIÇÃO	UNIDADE
Temperatura da Água	Temp	°C
Potencial Hidrogeniônico	pH	-
Condutividade Elétrica	CE	μS/cm
Oxigênio Dissolvido	OD	mg/L
Turbidez	Turb	NTU
Sólidos Totais Dissolvidos	STD	mg/L
Potencial de Oxirredução	ORP	mV (milivolts)

Fonte: Própria autoria (2023).

Para a análise dos nutrientes, foram utilizadas garrafas de polietileno de 1 L para coletar a cada 15 dias, amostras brutas da água do interior de cada um dos tratamentos, totalizando três amostras por dia coletado. Após as coletas, o material foi cuidadosamente encaminhado ao laboratório de análise físico-química de água da Universidade Estadual de Londrina, onde foram realizadas as análises específicas (Tabela 3). O método utilizado para a análise de ortofosfato e fósforo, seguiram as diretrizes estabelecidas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2018). Especificamente, foi empregado o Método 4500-P, que define as etapas e procedimentos para a determinação desse parâmetro na água.

Tabela 3 – Nutrientes aferidos no tanque experimental.

PARÂMETRO	ABREVIÇÃO	UNIDADE	MÉTODO
Ortofosfato	PO ₄	mg/L	Espectrofotometria molecular UV-VIS
Fósforo Total	PT	mg/L	Espectrofotometria molecular UV-VIS
Amônio	NH ₄	mg/L	Espectrofotometria molecular UV-VIS
Nitrato	NO ₃	mg/L	Espectrofotometria molecular UV-VIS
Nitrito	NO ₂	mg/L	Espectrofotometria molecular UV-VIS

Fonte: Própria autoria (2023)

4.5 Etapa Laboratorial

As lâminas coletadas foram encaminhadas ao Laboratório de Microalgas Continentais - LAMiC/UEL, onde uma área de 16,5 cm² de cada lâmina coletada foi cuidadosamente removida do substrato com o auxílio de uma lâmina de barbear. Após a raspagem, o material foi retornado aos frascos de origem, que já continham 50 mL de água destilada.

Nas amostras destinadas ao estudo das diatomáceas, adicionou-se 50 mL da solução de Transeau para fixação e preservação (BICUDO E MENEZES 2017).

Alíquotas de cada uma dessas amostras foram tomadas e submetidas a centrifugação (Figura 7), seguido por cinco lavagens em um centrifugador Excelsa Baby M/Fanem modelo 208N. Após essa etapa, o material foi oxidado segundo o método proposto por Simonsen (1974), modificado por Moreira-Filho e Valente-Moreira (1981). Para isso, foi adicionado ao precipitado do centrifugado de cada amostra aproximadamente 1,5 mL de permanganato de potássio (KMnO_4) 10%, sendo a amostra envolta em papel alumínio e deixada em repouso por aproximadamente 24 horas. Em seguida, foi adicionado 1,5 mL de ácido clorídrico em uma capela, seguido de um novo processo de centrifugação e dez lavagens para remoção do ácido das amostras. Esse processo resultou na degradação de todo o material orgânico presente, facilitando a caracterização das frústulas e a identificação das espécies de diatomáceas.

O processo de produção de 210 lâminas permanentes.

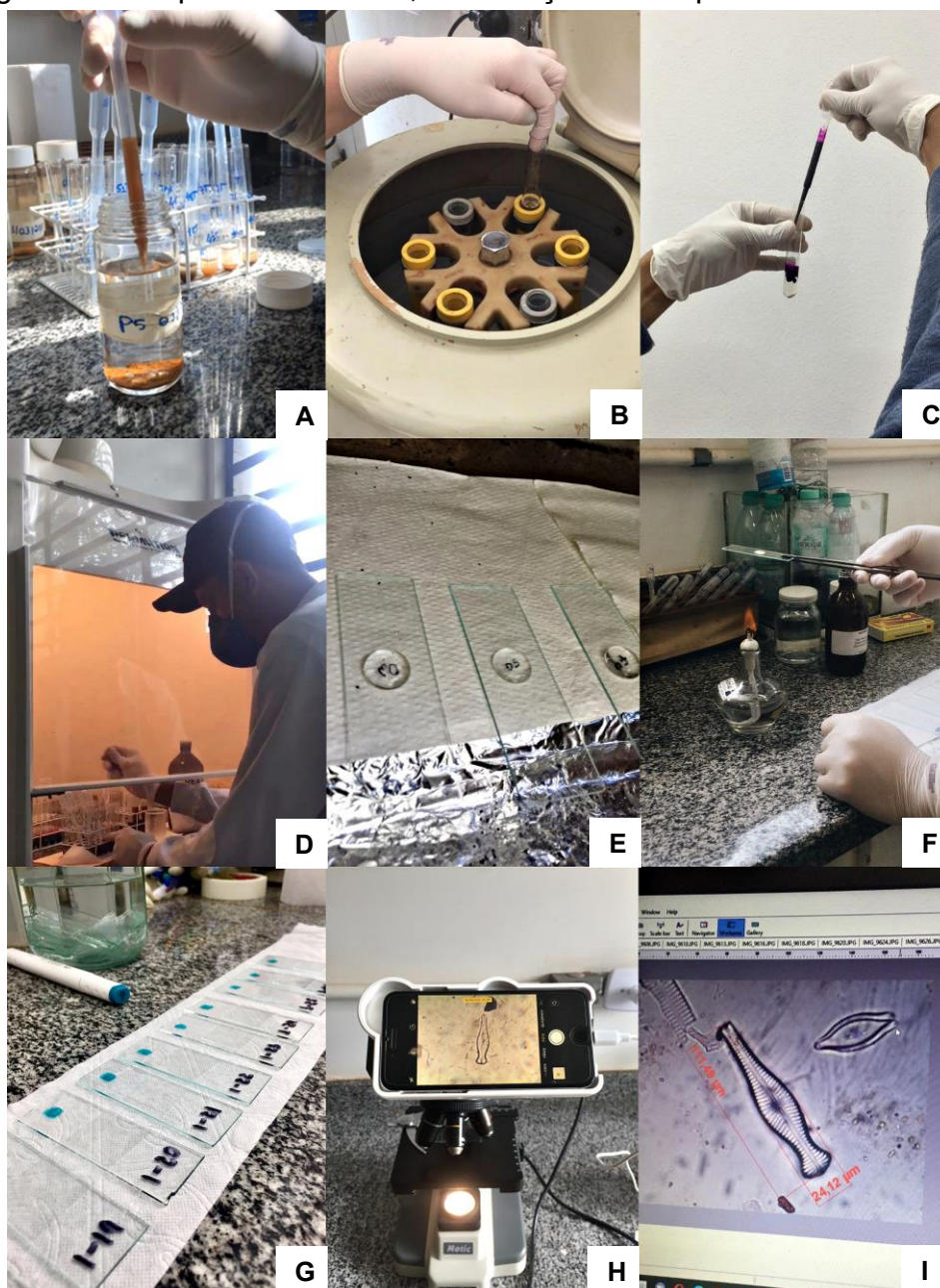
Alíquotas do material oxidado foram utilizadas para a produção de lâminas permanentes. Cerca de 1 mL de cada amostra foi depositado em lamínulas estéreis posicionadas sobre lâminas de vidro dentro de uma estufa a uma temperatura em torno de 80 °C, permitindo a secagem das alíquotas. Utilizando uma lamparina de vidro para aquecimento, as amostras foram incluídas entre lâmina e lamínula Naphrax® como meio (Figura 07). Após secagem da lâmina, os excessos de resina foram raspados e as lâminas foram rotuladas, totalizando 210 lâminas para triagem e contagem. Todas as lâminas permanentes foram tombadas e arquivadas na Coleção Ficológica do Herbário FUEL-Algae/UEL, recebendo o mesmo número das amostras correspondentes.

As lâminas foram observadas em sob um microscópio óptico Motic e imagens foram a partir de um iPhone acoplado à ocular do microscópio através de sistema LabCam. As imagens foram calibradas através de escala tendo como base lâmina micrometrada. A medição das dimensões dos organismos foi realizada no software AxionVision (V 40 4.8.2.0), e sua identificação foi realizada com base em bibliografia específica (e.g., HUSTEDT, 1965; KRAMMER; LANGE-BERTALOT, 1985; KRAMMER; LANGE-BERTALOT, 1991a; 1991b; METZELTIN; LANGE-BERTALOT, 1998; 2007; METZELTIN et al., 2005).

Parte do material oxidado e diluído foi utilizada para análises ultraestruturais

em microscopia eletrônica de varredura (MEV). Para isso, o material foi depositado em lamínulas redondas (0,5 cm x 0,5 cm) e seco em estufa a 70 °C. Em seguida, as lamínulas foram fixadas em suportes de alumínio (*stubs*) e o material foi recoberto com ouro usando o metalizador BAL-TEC SCD 050. As observações, medições e obtenção de imagens em MEV, foram realizadas em parceria com o Laboratório de Microscopia Eletrônica e Microanálise (LMEM/UEL) em um equipamento FEI, modelo Quant 200.

Figura 07. Etapa laboratorial: **A** – Extração do material raspado; **B** – Lavagem em centrífuga; **C** – Adição de KMnO_4 ; **D** – Oxidação em capela; **E** – Secagem em estufa; **F** – Inclusão das lâminas em lamparina; **G** – Lâminas permanentes; **H** – Fotografia das espécies em Motic; **I** – Medição das espécies em AxionVision.



Fonte: Própria autoria (2023)

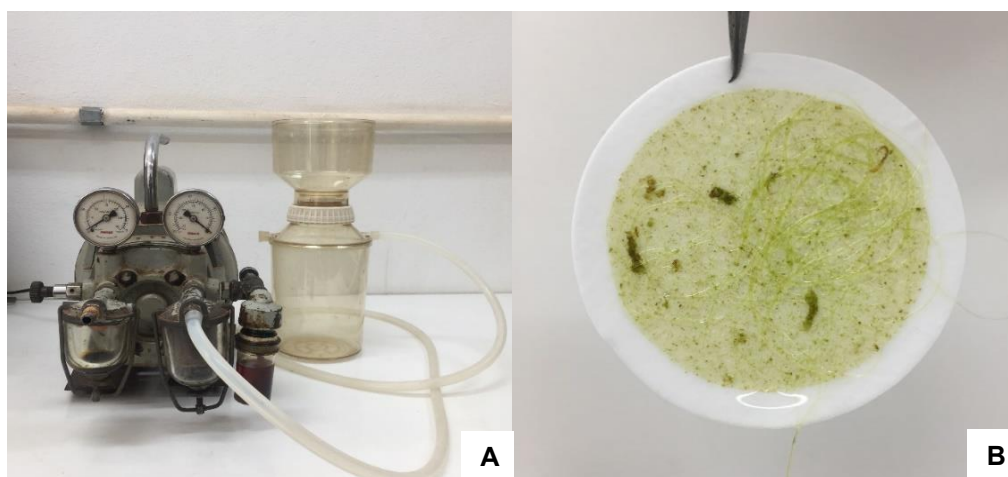
4.6 Clorofila a

As lâminas coletadas tiveram uma área de 16,5 cm² raspada imediatamente após cada coleta. O material raspado foi filtrado no LAMiC/UEL, com o auxílio de uma bomba de sucção a vácuo (Primar, modelo 141 tipo 2VC, Figura 8), utilizando microfiltros de fibra de vidro GF-1 Macherey Nagel, de 0,7 µm de porosidade e 47 mm de diâmetro. Após a filtração, os filtros foram dobrados em papel alumínio, etiquetados e mantidos à temperatura de -18 °C.

Não há um consenso em relação às diversas metodologias adotadas para as extrações dos distintos tipos de clorofilas e feofitinas. A escolha do solvente adequado para o procedimento também é motivo de discordância entre os pesquisadores. Por exemplo, a acetona (C₃H₆O) foi utilizada como padrão nos primeiros métodos espectrofotométricos (STRICKLAND; PARSONS, 1968; LORENZEN, 1967). No entanto, a aplicação da acetona é discutida devido à sua dificuldade em promover a lise nas células, resultando em concentrações menores quando comparada a outros solventes (MARKER et al. 1980).

Proposto inicialmente em 1972 por Marker, o metanol (CH₃OH) é cada vez mais aceito e utilizado. Esse solvente orgânico tem se mostrado mais eficiente do que a acetona na extração de clorofilas, extraindo três vezes mais pigmentos do que a acetona (SIMON e HELLIWELL, 1998; KURODA et al. 2005; MORCELLI, 2021). No presente estudo, os métodos foram sintetizados a partir de estudos de Schwarzbald (1990) e Golterman et al. (1978), adotando-se metanol P.A. para extração.

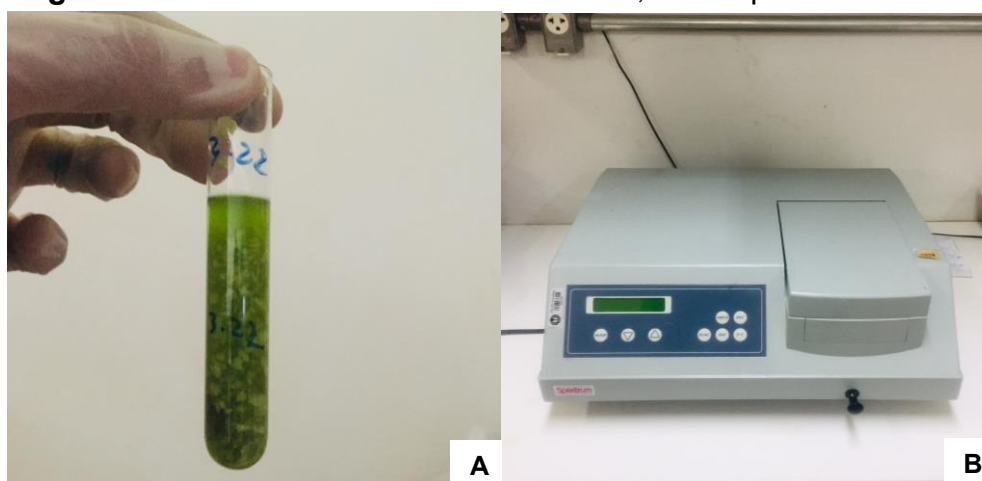
Figura 08. Clorofila a: **A** – Bomba de sucção; **B** – Filtro contendo material filtrado.



Fonte: própria autoria (2023)

Assim, os filtros foram imersos em 5 mL de metanol e macerados em tubos de ensaio de 10 mL, e foram completados até atingir o volume máximo (Figura 9). Os tubos foram envoltos em papel alumínio e mantidos em temperatura ambiente *overnight*. Depois disso, as amostras foram centrifugadas por vinte minutos, a aproximadamente 3.000 rpm em centrífuga Excelsa Baby M/Fanem modelo 208N. Após a centrifugação, 3 mL do sobrenadante foram colocados em cubetas espectrofotométricas de caminho óptico de 1 cm. Utilizando um espectrofotômetro Spectrum meter SP-2000UV, foram realizadas leituras de absorvância em diferentes comprimentos de onda: 663 nm, 664 nm e 665 nm para a clorofila *a*, e 750 nm para a correção de turbidez. Para determinar as densidades ópticas da correção da feofitina, o conteúdo foi acidificado com a adição de 50 µL de ácido clorídrico 0,1 M e as leituras realizadas novamente após 90 segundos, dessa vez sob comprimento de onda de 645 nm para a feofitina *a*. Todo o processo de filtragem, extração e leitura das amostras foi realizado sob baixa luminosidade.

Figura 09. A – Filtro macerado em metanol; **B** – Espectrofotômetro.



Fonte: Própria autoria (2022)

Para o cálculo da concentração de clorofila e feofitina *a* ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$), adotou-se a metodologia descrita por Golterman et al. (1978).

$$\text{Clorofila } \alpha \text{ } (\mu\text{g}/\text{cm}^2) = 3 \cdot 12,82 (D_{664c} - D_{665c}) \cdot \left(\frac{V}{S \cdot L} \right)$$

Onde:

Correção do fator ácido máximo no metanol = 3;

Coefficiente de absorção de clorofila no metanol - KC (1000/78) = 12,82;

D_{664c}= Densidade óptica a 664 nm corrigida;

D_{665c}= Densidade óptica a 665 nm corrigida;

V= Volume filtrado de metanol P.A = 10 mL;
 S = Área raspada da lâmina = 16,5 cm²;
 L = caminho óptico da cubeta = 1 cm.

$$\text{Feofitina } \alpha \text{ (}\mu\text{g/cm}^2\text{)} = 21,28 \cdot (3 \cdot 665c - 2 \cdot 664c) \cdot \left(\frac{V}{S \cdot L} \right)$$

Onde:

Coeficiente de absorção de clorofila no metanol - KC (1000/47) = 21,28;
 D664c= Densidade óptica a 664 nm corrigida;
 D665c= Densidade óptica a 665 nm corrigida;
 V= Volume filtrado de metanol P.A = 10 mL;
 S = Área raspada da lâmina = 16,5 cm²;
 L = caminho óptico da cubeta =1 cm.

5. TRATAMENTO NUMÉRICO E ESTATÍSTICO DOS DADOS

O processo de estruturação da comunidade de diatomáceas perifíticas nos três tratamentos experimentados foi analisado através de atributos da comunidade como: abundância relativa, riqueza de espécies, diversidade, uniformidade e dominância. A análise dos índices de diversidade foi realizada utilizando o software *Biodiversity Pro* (McAleece et al. 1997) para avaliar a estrutura da comunidade de diatomáceas em resposta aos diferentes tratamentos de temperatura. Foram calculados três índices de diversidade principais: o índice de diversidade de Shannon (H') utilizando logarítmico na base 10; o índice de uniformidade de Shannon (J') e o índice de dominância de Simpson. O índice de diversidade foi calculado utilizando a fórmula descrita por Shannon (1948):

$$H' = - \sum(\pi_i \cdot \log(\pi_i))$$

Onde:

H' = Índice de diversidade de Shannon

π_i = Proporção da abundância da espécie i em relação à abundância total de todas as espécies

O índice de equitabilidade de Shannon (J') foi obtido dividindo o índice de diversidade de Shannon (H') pelo logaritmo do número total de espécies na comunidade (S), conforme proposto por Shannon (1948):

$$J' = H' / \log(S)$$

O índice de dominância de Simpson (D) foi calculado utilizando a fórmula introduzida por Simpson (1949):

$$D = \sum(\pi_i^2)$$

Onde:

D = Índice de dominância de Simpson

p_i = Proporção da abundância da espécie i em relação à abundância total de todas as espécies

Os resultados dos índices de diversidade foram interpretados em relação aos efeitos do aumento da temperatura na estrutura da comunidade de diatomáceas, fornecendo informações sobre a diversidade e dominância das espécies em cada tratamento de temperatura, permitindo uma melhor compreensão de como as diatomáceas respondem às mudanças de temperatura e como isso afeta a estrutura da comunidade.

Para verificar se existem diferenças significativas entre as comparações dos tratamentos experimentais e os parâmetros físico-químicos da água, bem como entre os valores de clorofila a de acordo com os diferentes tratamentos de temperatura foram realizadas análises de correlação de variância (ANOVA) Spearman de um fator, considerando um nível de significância de 95%, utilizamos o software estatístico *Statistic 7*. Além disso, buscamos investigar a existência de correlação entre a abundância relativa das espécies mais representativas registradas nos sistemas (SPEARMAN, C., 1904).

Para analisar a substituição temporal de espécies de diatomáceas perifíticas ao longo da colonização, foi utilizado o programa *PAST* - Paleontological Statistics (HAMMER et al. 2001) para realizar essa análise, por meio dos valores de acordo com o índice de Harrison para calcular a taxa de mudança na composição das espécies ao longo do tempo comparando por pares as 14 amostragens realizadas nos 56 dias de colonização.

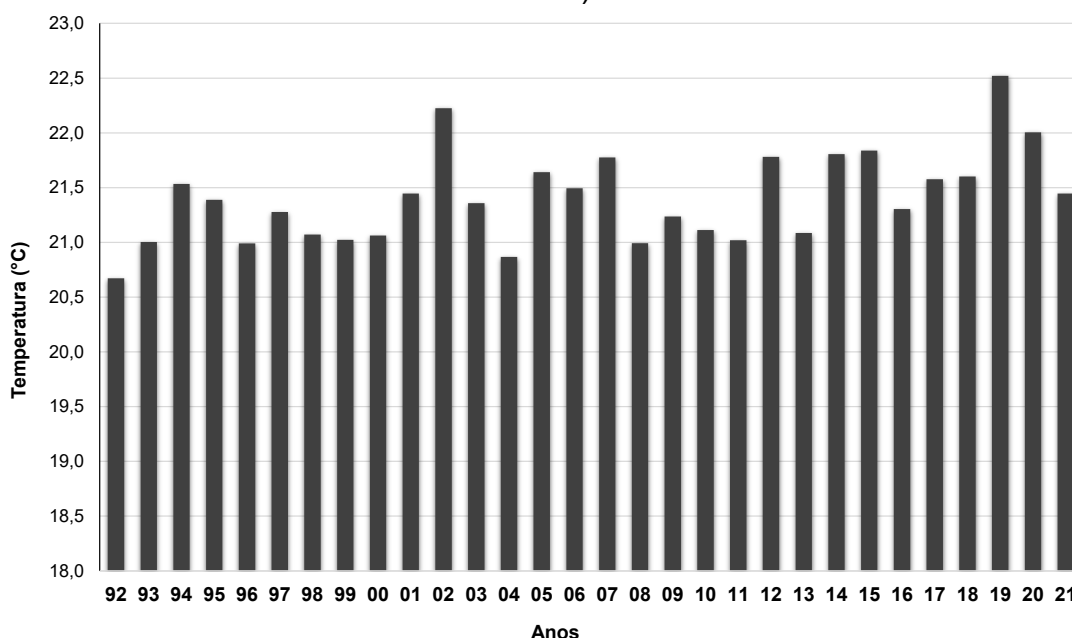
O índice permitiu comparar as espécies presentes em pares de amostras consecutivas e determinar a proporção de espécies que foram substituídas entre eles. Tal análise permitiu compreender como as espécies de diatomáceas perifíticas estão se sucedendo e sendo substituídas umas pelas outras durante o período de colonização entre os tratamentos (HARRISON et al. 1992). O índice de Harrison varia de 0 a 1 (próximos de 1 indicam alta substituição de espécies ao longo do tempo). Isso nos permite avaliar a dinâmica da comunidade e compreender se as espécies estão sendo rapidamente substituídas ou se a comunidade está mais estável ao longo do tempo, independentemente da abundância da população de cada uma delas (MAGURRAN, 2004).

6. RESULTADOS

6.1 Caracterização climática

Com base nos dados históricos das temperaturas do ar fornecidos pelo Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR) para a cidade de Londrina – PR, nos últimos 30 anos, observou-se que a menor temperatura média ocorreu em 1992, registrando 20,67 °C (Figura 10). Por outro lado, a maior temperatura média foi observada em 2019, atingindo 22,52 °C. Isso indica um aumento de 1,85 °C na temperatura média ao longo desse período. Esses dados revelam uma tendência de elevação das temperaturas na região ao longo das últimas três décadas.

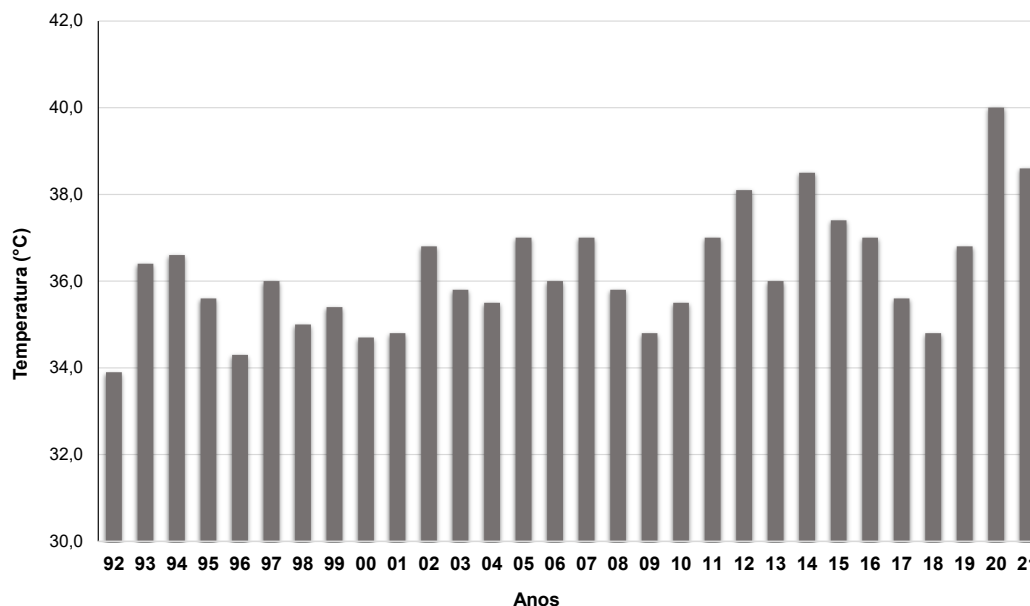
Figura 10. Temperaturas médias históricas da cidade de Londrina – PR (1990 – 2021).



Fonte: IDR, 2022. Org.: Própria autoria.

Por mais que as médias máximas anuais não apresentem um aumento ou diminuição linear evidente ao longo do tempo, os valores máximos e mínimos são semelhantes aos registrados para as médias anuais anteriormente mencionadas. A maior média máxima foi de 40 °C, registrada em 2020, enquanto a menor média máxima foi de 33,9 °C, registrada no ano de 1992 (Figura 11). Esses valores representam os extremos das temperaturas máximas médias ao longo do período analisado, com uma variação de 6,1 °C.

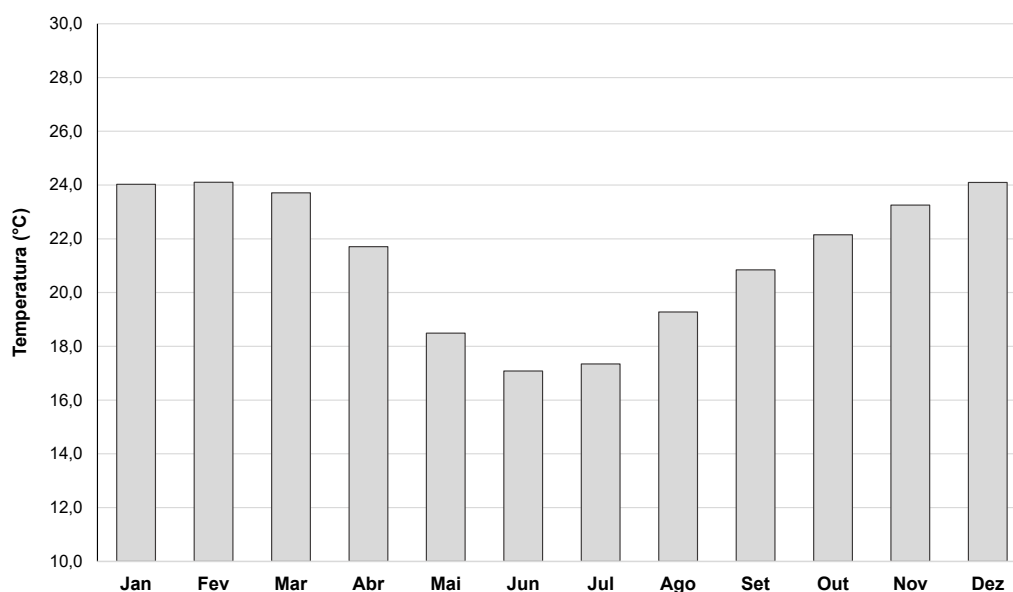
Figura 11. Temperaturas médias máximas anuais da cidade de Londrina – PR (1990 – 2021).



Fonte: IDR, 2022. Org.: Própria autoria.

Os dados das médias por mês no período informado revelaram que os meses mais quentes do ano são dezembro, janeiro e fevereiro, com temperaturas médias de 24,11 °C, 24,03 °C e 24,10 °C, respectivamente. Por outro lado, os meses mais frios são maio, junho, julho e agosto, sendo que junho é o mês mais frio, com uma média de 17,08 °C (Figura 12).

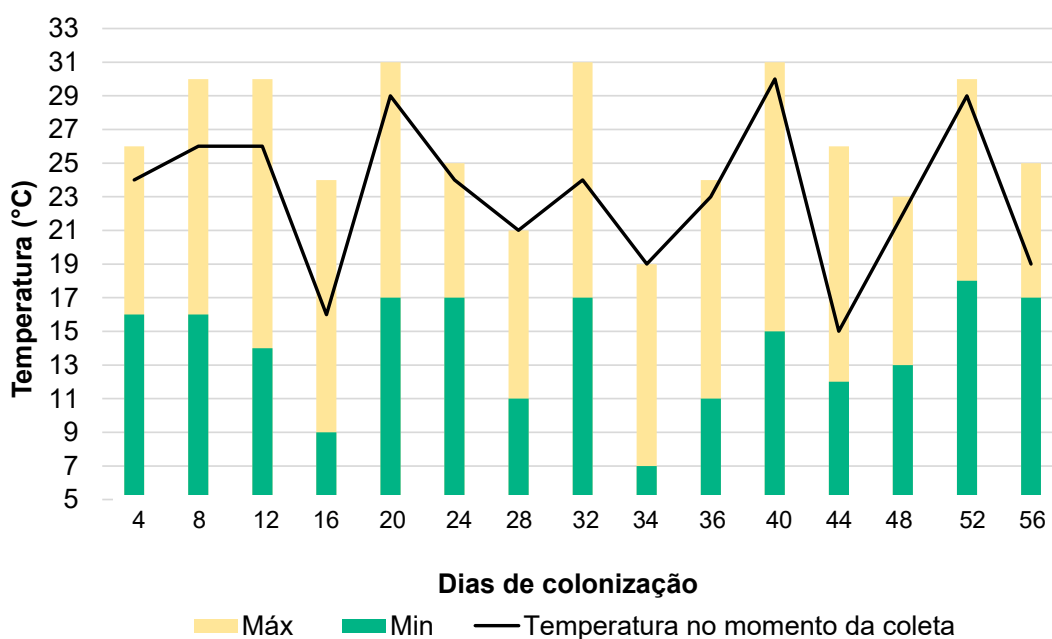
Figura 12. Temperaturas médias dos meses (1990 – 2021).



Fonte: IDR (2020). Org.: Própria autoria.

Os dados climatológicos dos momentos das coletas mostraram que a grande maioria dos dias foram quentes e ensolarados, mesmo julho sendo considerado o mais frio para a região. Foi observada uma variação nas temperaturas máximas ao longo do período de colonização. A temperatura máxima mais baixa foi registrada no 32º dia, atingindo 19 °C, enquanto a temperatura máxima mais alta foi de 31 °C, observada nos dias 16, 40 e 44 de colonização (Figura 13). Os dias nublados, neblinosos e com alta umidade relativa do ar foram os que detiveram as menores mínimas. A média das temperaturas máximas para todo o período foi de 26 °C. Já em relação às temperaturas mínimas, o 32º dia de colonização registrou a temperatura mínima mais baixa, atingindo 7 °C. Por outro lado, a temperatura mínima mais alta foi de 18 °C, ocorrida no dia 52 de colonização. A média das temperaturas mínimas ao longo do período foi de 13,6 °C.

Figura 13. Temperatura da cidade Londrina – PR, durante o período de colonização.



Fonte: *The Weather Channel* (2022). Org.: Propria autoria.

Durante o período de colonização, foi observada uma notável flutuação nas temperaturas máximas e mínimas. As temperaturas máximas apresentaram uma média de 26,8 °C, enquanto as mínimas registraram uma média de 13,6 °C. As coletas foram consistentemente realizadas às 13:00 horas, coincidindo com o momento de instalação dos mesocosmos no tanque experimental. Em relação à temperatura do ar durante as coletas, foi constatada uma variação de 15 °C, entre a menor e maiores temperatura. Essas informações são relevantes para compreender

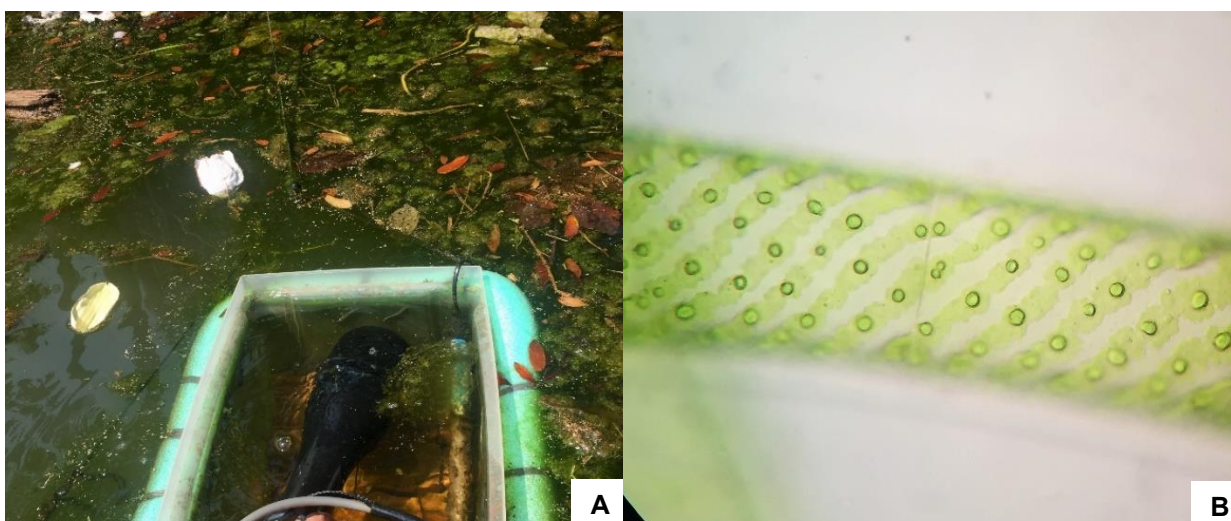
melhor o padrão climático da região durante o período de colonização.

6.2 Situação do experimento e ocorrência de *Spirogyra* sp.

O tanque onde o estudo foi realizado apresentou condições favoráveis para o desenvolvimento de uma floração de uma macroalga verde pertencente à divisão Charophyta. Essa alga pode ser identificada apenas em grupo genérico como *Spirogyra* sp., pertencente à família Spirogyraceae. Essa alga é encontrada facilmente em ambientes de água doce. A *Spirogyra* sp. é uma alga cosmopolita, com talo filamentososo não ramificado, que se adere de forma fraca a substratos estáveis. Essa característica a classifica como uma alga metafítica, pois não possui estruturas de fixação, permitindo que ela flutue livremente.

Os filamentos são simples e unisseriados, como mostrado na Figura 14, sendo compostos por inúmeras células morfologicamente cilíndricas. Essas células possuem cloroplastos dispostos em forma helicoidal (HAINZ et al., 2009; MAHENDRA, 2008; BICUDO; BICUDO, 1970). Esse aumento ocorreu devido à rápida reprodução dessas algas, que se dá tanto assexuadamente, por fragmentação, quanto sexualmente, por conjugação.

Figura 14. Registro da macroalga *Spirogyra* sp. **A** – *Spirogyra* sp. presente no tanque **B** – Filamento em microscópio óptico em aumento de 40x.



Fonte: Própria autoria (2023)

Além do tanque, os mesocosmos foram amplamente colonizados por esses organismos, os quais estiveram presentes em diferentes fases do experimento (Figura 15). Desde as primeiras duas coletas (após 8 dias de colonização), foram observadas pequenas massas aglomeradas nos interiores dos tratamentos, com

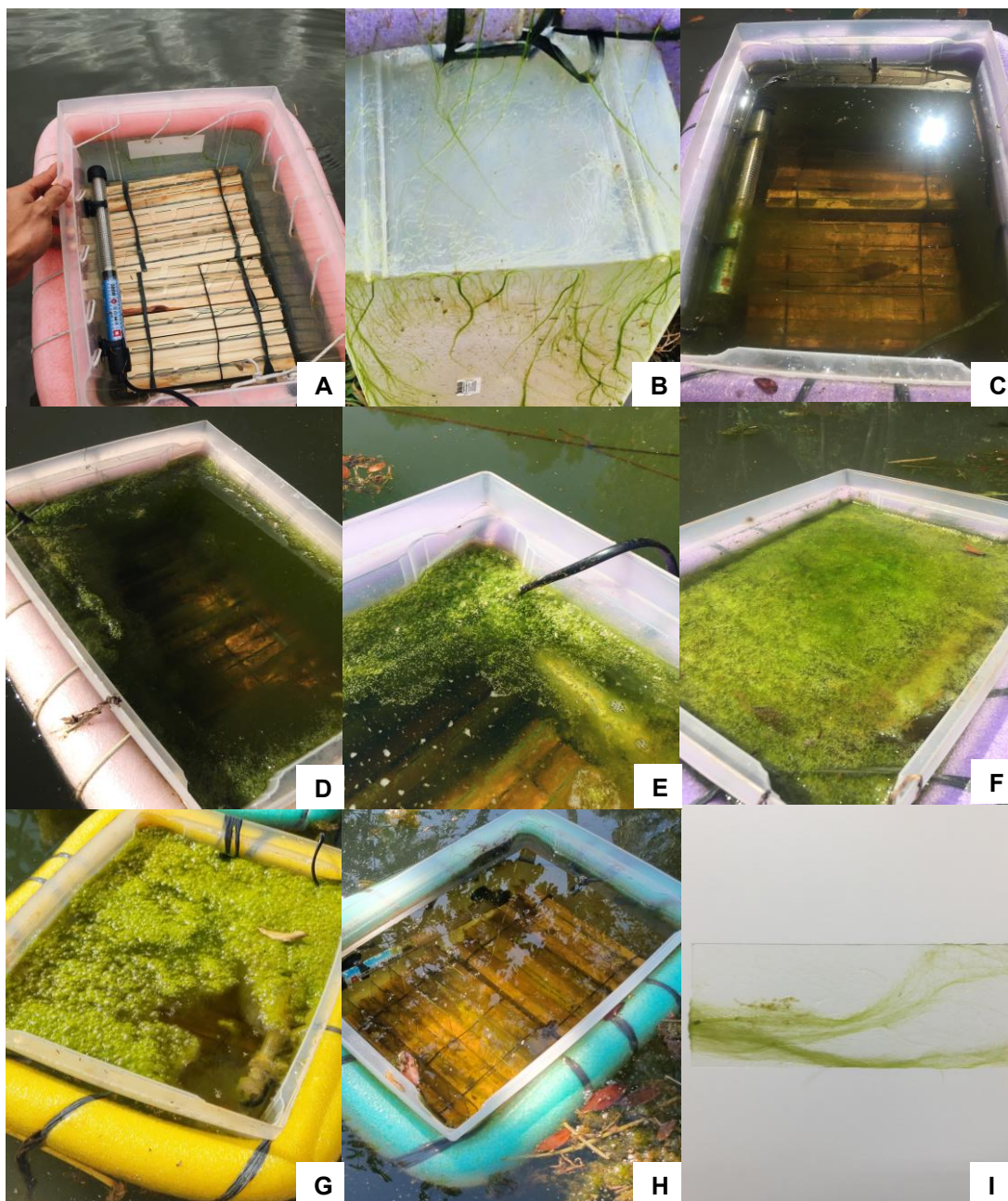
uma quantidade significativamente maior dispersa em alguns pontos do tanque. Na quarta coleta (após 16 dias de colonização), foi evidenciado um aumento considerável dessas macroalgas, cujos filamentos começaram a dificultar a visualização dos perifitômetros durante as coletas.

Com cerca de 20 dias, as *Spirogyra* sp. começaram a mudar sua consistência, apresentando pequenas bolhas, principalmente nos mesocosmos de 28 °C e 30 °C. Nos dias subsequentes, notou-se um decréscimo de filamentos nos tratamentos e conseqüentemente nas lâminas coletadas, entretanto, as macroalgas que estavam morrendo, começaram a se acumular na superfície e com isso, o volume e a espessura das bolhas aumentaram, começando a apresentar um aspecto espumoso e gelatinoso, com uma coloração mais clara. Essa camada cobriu todos os amostradores, impedindo a entrada de luz em alguns dos tratamentos.

Com cerca de 40 dias, observou-se a diminuição desses organismos na maioria dos mesocosmos, principalmente nos de menor temperatura. Foi possível observar o início do processo de decomposição e uma mudança no aspecto da água no interior dos tratamentos. A partir desse período, o material coletado mudou sua coloração de verde para marrom, com poucos filamentos visíveis nas lâminas. Houve um aumento na visibilidade dos perifitômetros, que não estavam mais cobertos pela espessa e gelatinosa camada de bolhas de *Spirogyra* sp. No entanto, o mesmo não ocorreu nos mesocosmos do tratamento de maior temperatura, onde três dos cinco mesocosmos continuaram cobertos por essas algas até o término do experimento.

No decorrer das coletas presenciamos a ocorrência de diversos tipos de organismos mortos e vivos, tais como odonatas, lepidópteros, aracnídeos, gastrópodes, vespas, maribondos e um cágado. Além disso, notamos haver um certo interesse por esse material disponível por uma grande quantidade de abelhas, que frequentemente eram encontradas nos tratamentos de maior temperatura, não tendo sido encontrada nenhuma referência na literatura que abordasse essa interação.

Figura 15. *Spirogyra* sp. **A** – Instalação do mesocosmo; **B** – Presença de *Spirogyra* sp. nos primeiros dias; **C** – Surgimento de filamento; **D** – Crescimento do manto por todo o mesocosmo; **E** – Surgimento de pequenas bolhas; **F** – Formação de camada espessa e gelatinosa na superfície; **G** – Mudança de aspecto na camada e início do processo de decomposição; **H** – Perifitômetros visíveis após a decomposição; **I** – Lâmina coletada contendo filamentos de *Spirogyra* sp.



Própria autoria (2023)

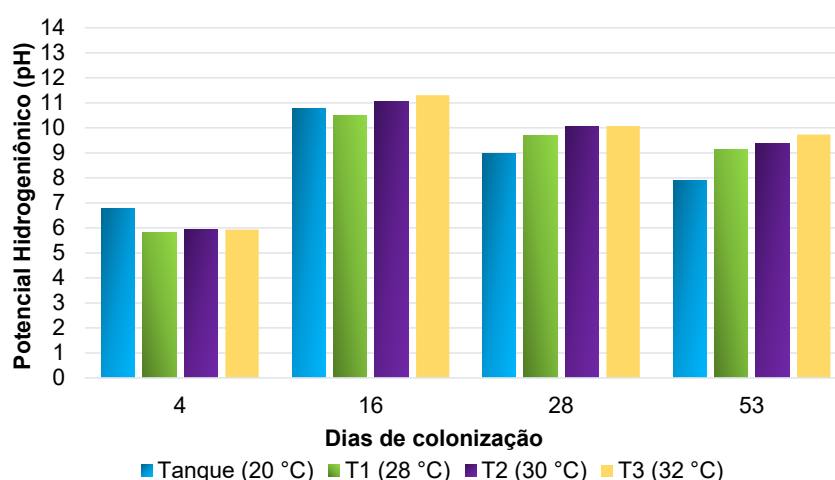
6.3 Parâmetros abióticos

Após a determinação dos parâmetros físico-químicos, constatou-se que a temperatura média da água do tanque experimental foi de 20 °C durante o período do experimento. Este valor foi então utilizado como referência nos gráficos subsequentes, os quais apresentam os dados obtidos a partir da água contida no tanque.

6.3.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Após 4 dias do início do processo de colonização no tanque experimental, foi realizada a análise dos valores de pH da água. Essa análise revelou uma média de 5,8 para os três tratamentos, indicando que a água do tanque estava ácida nesse período. Para efeitos de comparação, também foi verificado o pH fora dos tratamentos, ou seja, em condições normais. Nesse caso, o pH aferido foi de 6,8 para o mesmo dia, o que indica que a água fora do ambiente experimental estava menos ácida. Na segunda aferição foi observado uma notória crescente, atingindo valores de pH acima de 10, com máxima de 11,3 no T3, apresentado uma água altamente alcalina (Figura 16), mesmo depois de uma recalibração do multiparâmetro. Na terceira aferição (28° dia), os números indicaram uma queda, porém os valores continuaram altos, variando de 9,07 em T1 a 10,1 em T3. Não houve diferenças significativas entre os valores entre os tratamentos.

Figura 16. Variação das médias de pH durante os dias de colonização.



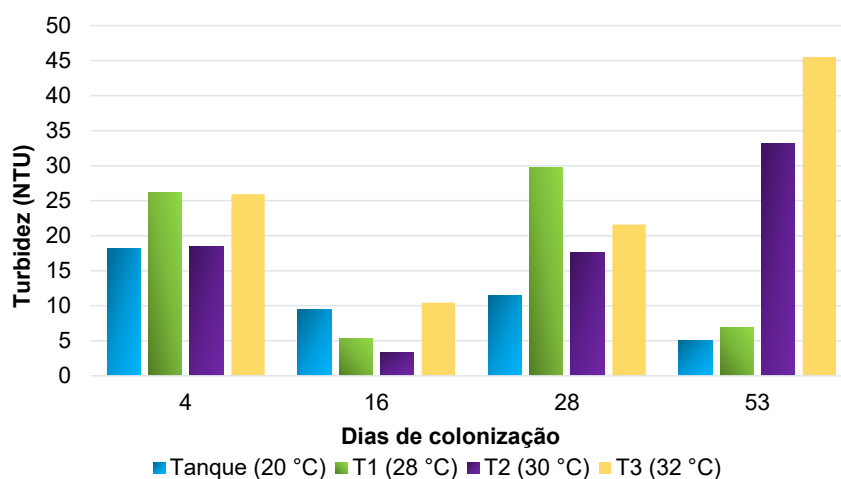
Fonte: Própria autoria (2023).

6.3.2 Turbidez

As aferições dessa variável durante o processo de colonização dos substratos artificiais no tanque, indicou os menores valores para as amostras coletadas do próprio tanque, com média de 11 NTU, evidenciando uma maior turbidez no interior dos tratamentos (Figura 17). Apesar do T2 apresentar os menores valores de NTU, com mínima de 3,3, sua média de 18,1 NTU foi superior ao do T1, com 17 NTU, devido a um expressivo crescimento no 53° dia de colonização e decréscimo dos valores de turbidez do T1 no mesmo período. O tratamento de maior temperatura

possuiu 50% dos maiores valores desse parâmetro, sendo um deles, no 53° dia, o maior valor dentre todos os tratamentos (45,5 NTU), fato esse que elevou sua média em comparação com os demais tratamentos, totalizando 25,9 NTU. Não houve diferenças significativas entre os valores entre os tratamentos.

Figura 17. Variação das médias de turbidez durante os dias de colonização.

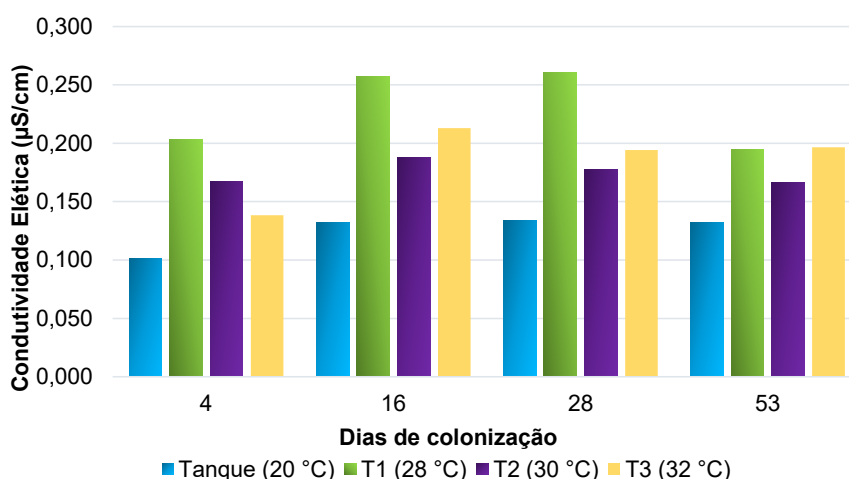


Fonte: Própria autoria (2023)

6.3.3 Condutividade Elétrica

Os valores de condutividade na água do tanque fora dos tratamentos de temperatura, variaram de 0,101 a 0,134 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 18), correspondendo aos menores valores para o parâmetro em todos os dias, em contraponto, os maiores valores que foram encontrados T1, com média de 0,229 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Dentre os tratamentos, o T2 obteve os menores valores, com média de 0,175 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Não houve diferenças significativas entre os valores entre os tratamentos.

Figura 18. Variação das médias de Condutividade Elétrica nos dias de colonização.

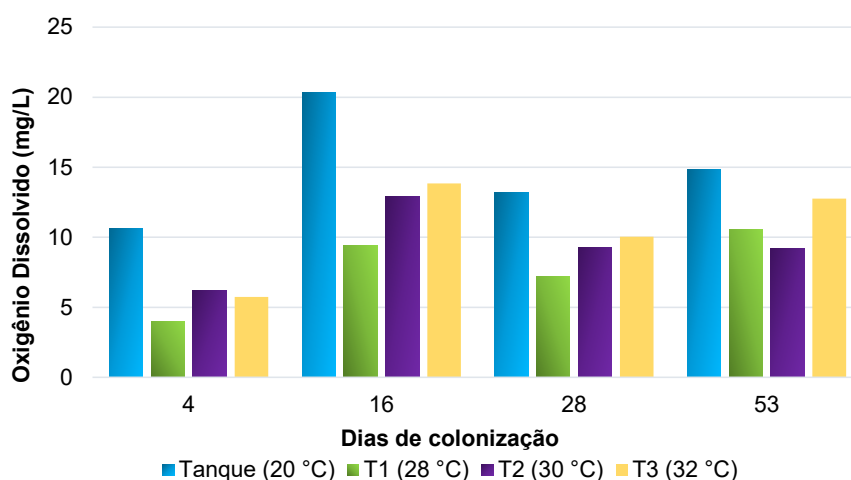


Fonte: Própria autoria (2023)

6.3.4 Oxigênio Dissolvido

A água do tanque exibiu os maiores valores de oxigênio dissolvido (OD), no 16° e 53° dia de colonização (20,3 mg/L e 14,8 mg/L), figura 19, com média de 14,8 mg/L, aproximadamente o dobro da média do T1 (7,8 mg/L), no qual obteve os menores índices de OD em três das quatro aferições, o T3, registrou os maiores valores totais e conseqüentemente a maior média (10,6 mg/L). O 16° dia de colonização, foi marcado pelo crescimento dos valores desse parâmetro, com os maiores valores em todos os tratamentos experimentados, quanto para a água do tanque de estudo. Não houve diferenças significativas entre os valores entre os tratamentos.

Figura 19. Variação das médias da concentração de Oxigênio Dissolvido durante os dias de colonização.

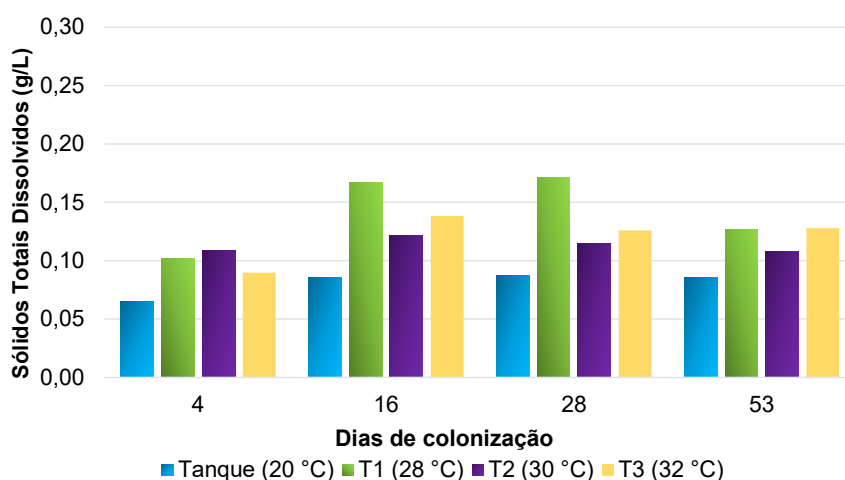


Fonte: Própria autoria (2023)

6.3.5 Sólidos totais dissolvidos

A menor concentração dos sólidos totais dissolvidos (STD), foi encontrada fora dos tratamentos experimentados (Figura 20), variando de 0,065 g/L no 4° dia, para 0,086 g/L no 53° dia no Tanque. Entre os tratamentos, as menores concentrações de STD foram encontradas no T2, variando de 0,109 g/L (4° dia), para 0,122 g/L (16° dia), apresentando uma média de 0,113 g/L, por sua vez, a maior média foi encontrada no T1 (0,142), os valores variaram de 0,102 g/L (4° dia) para 0,171 g/L (28° dia). Não houve diferenças significativas entre os tratamentos.

Figura 20. Variação das médias de Sólidos Totais Dissolvidos durante os dias de colonização.



Fonte: Própria autoria (2023)

6.4 Nutrientes

As quatro coletas dos nutrientes das águas nos interiores dos mesocosmos dos tratamentos de temperatura mostraram baixos valores e pouca variação no decorrer do tempo, principalmente entre, nitrito, ortofosfato e fósforo total, onde os valores permaneceram iguais até o final do estudo. No 4° e no 53° de dia de coleta, os valores de amônio foram menores que 0,05 mg/L em todos os três tratamentos, permanecendo dessa forma no T1 nas duas outras aferições (Tabela 4). O maior valor para o parâmetro foi no tratamento de maior temperatura, diminuindo de 0,33 mg N-NH₄/L para 0,20 mg N-NH₄/L, o decréscimo também é observado no T2. O nitrato foi o único nutriente a apresentar variação em todos os tratamentos durante a realização do estudo, o T1 deteve os maiores valores, apresentando média de 1,75 mg N-NO₃/L, o T2 obteve média de 1,17 mg N-NH₄/L.

Tabela 4. Aferição dos nutrientes durante os dias de colonização.

Dias de colonização	PARÂMETRO					
	Tratamento	Amônio (mg N-NH ₄ /L)	Nitrato (mg N-NO ₃ /L)	Nitrito (mg N-NO ₂ /L)	Ortofosfato (mg P-PO ₄ /L)	Fósforo total (mg P-PO ₄ /L)
4	T1	<0,05	1,13	<0,015	<0,02	<0,02
	T2	<0,05	1,09	<0,015	<0,02	<0,02
	T3	<0,05	1,05	<0,015	<0,02	<0,02
16	T1	<0,05	3,14	<0,015	<0,02	<0,02
	T2	0,07	2,20	<0,015	<0,02	<0,02
	T3	0,33	1,19	<0,015	<0,02	<0,02

28	T1	<0,05	1,11	<0,015	<0,02	<0,02
	T2	0,05	0,67	<0,015	<0,02	<0,02
	T3	0,20	2,12	<0,015	<0,02	<0,02
53	T1	<0,05	1,60	<0,015	<0,02	<0,02
	T2	<0,05	0,73	<0,015	<0,02	<0,02
	T3	<0,05	2,26	<0,015	<0,02	<0,02

Fonte: Própria autoria (2023)

6.5 Parâmetros bióticos

6.5.1 Riqueza de espécies

Após o processo de triagem das 210 lâminas coletadas no tanque experimental do LEACEN-UEL, foram contabilizados 209.967 indivíduos de diatomáceas perifíticas, no qual foram identificadas 40 espécies, pertencentes a 21 famílias (Quadro 1).

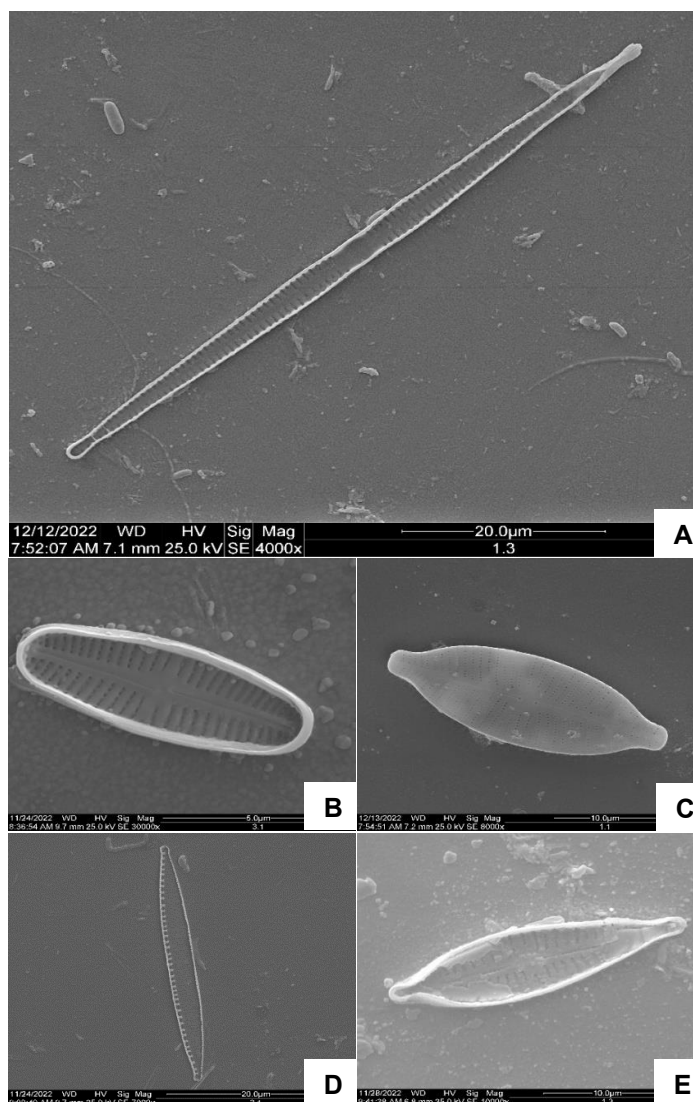
Quadro 01. Sinopse dos táxons identificados no LEACEN-UEL,

MEDIOPHYCEAE	Gomphonemataceae	SELLPHORINEAE
THALASSIOSIROPHYCIDAE	<i>Gomphonema lagenula</i>	Sellaphoraceae
STEPHANODISCALES	<i>Gomphonema</i> sp2	<i>Sellaphora</i>
Stephanodiscaceae	<i>Gomphonema</i> sp3	Pinnulariaceae
<i>Discotella stelligera</i>	<i>Gomphonema</i> sp4	<i>Pinnularia</i>
BACILLARIOPHYTA	<i>Gomphonema</i> sp5	DIPLONEIDINEAE
BACILLARIOPHYCEAE	<i>Gomphonema</i> sp6	Diploneidaceae
FRAGILARIOPHYCIDAE	ACHNANTALES	<i>Diploneis</i>
FRAGILARIALES	Cocconeidaceae	NAVICULINEAE
Fragilariaceae	<i>Cocconeis</i>	Naviculaceae
<i>Fragillaria capucina</i>	Achnanthidiaceae	<i>Navicula</i>
<i>Fragillaria javanica</i>	<i>Achnanthidium tropicotenatum</i>	Stauroneidaceae
Staurosiraceae	<i>Gogorevia exilis</i>	<i>Craticula ambigua</i>
<i>Staurosirella</i> cf. <i>pinnata</i>	NAVICULALES	THALASSIOPHYSALES
LICMOPHORALES	Diadesmidaceae	Catenulaceae
Ulnariaceae	<i>Diadesmis confervacea</i>	<i>Amphora ovalis</i>
<i>Ulnaria ulna</i>	<i>Luticola</i>	BACILLARIALES
EUNOTIOPHYCIDAE	Amphipleuraceae	Bacillariaceae
EUNOTIALES	<i>Amphipleura lindheimeri</i>	<i>Hantzschia</i>
Eunotiaceae	<i>Frustulia</i>	<i>Nitzschia amphibia</i>
<i>Eunotia</i> sp1	<i>Halamphora montana</i>	<i>Tryblionella</i>
<i>Eunotia</i> sp2	Neidiaceae	SURIRELLALES
BACILLARIOPHYCIDAE	<i>Neidium</i>	Surirellaceae
CYMBELLALES	Naviculaceae	<i>Iconella</i>
Cymbellaceae	<i>Caloneis bacillum</i>	
<i>Placoneis</i>	<i>Caloneis</i> sp1	
<i>Encyonema silesiacum</i>	<i>Capartogramma</i>	
<i>Encyonopsis</i>		

Fonte: Própria autoria (2023).

Durante o período do experimento, foi observado que cinco espécies de diatomáceas se destacaram por sua abundância em relação às outras. Essas espécies foram *Achnanthisdium tropicocatenatum*, *Diadesmis confervacea*, *Fragilaria capucina*, *Gomphonema lagenula* e *Nitzschia amphibia* (Figura 21). No entanto, a espécie *F. capucina* representou a maior porcentagem dentre as espécies analisadas nos três tratamentos de temperatura ao longo dos 56 dias de colonização, com uma representatividade de 49,7%. A segunda espécie mais representativa foi *A. tropicocatenatum*, com uma porcentagem de 43,2%. As demais 35 espécies de diatomáceas apresentaram um total de apenas 0,4% de representatividade em relação à comunidade como um todo.

Figura 21. MEV das espécies mais abundantes do experimento. **A** – *F. capucina*; **B** – *A. tropicocatenatum*; **C** – *D. confervacea*; **D** – *N. amphibia*; **E** – *G. lagenula*



Fonte: Própria autoria (ZUZ3)

O tratamento de menor temperatura apresentou maior riqueza de espécies,

com 24 espécies, sendo que oito táxons (*Amphora ovalis*, *Caloneis* sp1., *Diploneis*, *Iconella*, *Pinnularia*, *Sellaphora*, *Staurosirella* cf. *pinnata*, *Tryblionella*) ocorreram exclusivamente nesse tratamento. Os demais tratamentos apresentaram valores de riqueza iguais, com oito espécies, sendo quatro ocorrendo exclusivamente em cada um dos tratamentos, sendo as espécies *Caloneis bacillum*, *Capartogramma*, *Craticula ambigua*, *Gomphonema* sp3., no tratamento de temperatura intermediária e *Encyonopsis*, *Eunotia* sp2, *Frustulia*, *Neidium*, no tratamento de maior temperatura.

Os três tratamentos exibiram valores semelhantes em números totais de espécies, no qual o tratamento de menor temperatura, mostrou-se como o mais rico, totalizando 29 espécies, sendo 8 ocorrentes apenas neste tratamento. O T2 exibiu 24 espécies, com 4 ocorrendo apenas no tratamento e o T3 com 26 espécies, também com 4 espécies ocorrendo exclusivamente no tratamento mais quente. Os primeiros dias de colonização foram marcados pelo alto recrutamento de distintas espécies, principalmente no T3, detendo 20 espécies, constituindo a maior taxa dentre todos os tratamentos, entretanto, com o decorrer do tempo, houve uma queda de riqueza de espécies para o tratamento, diminuindo em até 80% em alguns dos dias (Tabela 5). O T2 deteve os menores valores de riqueza, onde suas máximas não se sobressaíram sobre nenhum dos demais tratamentos em nenhum dos 56 dias de colonização. O T1 por sua vez, exibiu a maior quantidade de máximas (em 7 de 14 coletas) e a menor quantidade de mínimas entre os tratamentos (em 3 de 14 coletas).

Tabela 5. Riqueza de espécies por tratamentos de temperaturas durante os dias de colonização.

Dias de colonização	T1 - 28 °C	T2 - 30 °C	T3 - 32 °C
04	08	12	20
08	08	04	04
12	11	09	11
16	04	08	10
20	12	12	06
24	18	08	10
28	15	10	17
32	15	13	13
36	15	07	08
40	07	07	09
44	07	04	04
48	07	06	11
52	06	08	10
56	07	06	06

Fonte: Própria autoria (2023)

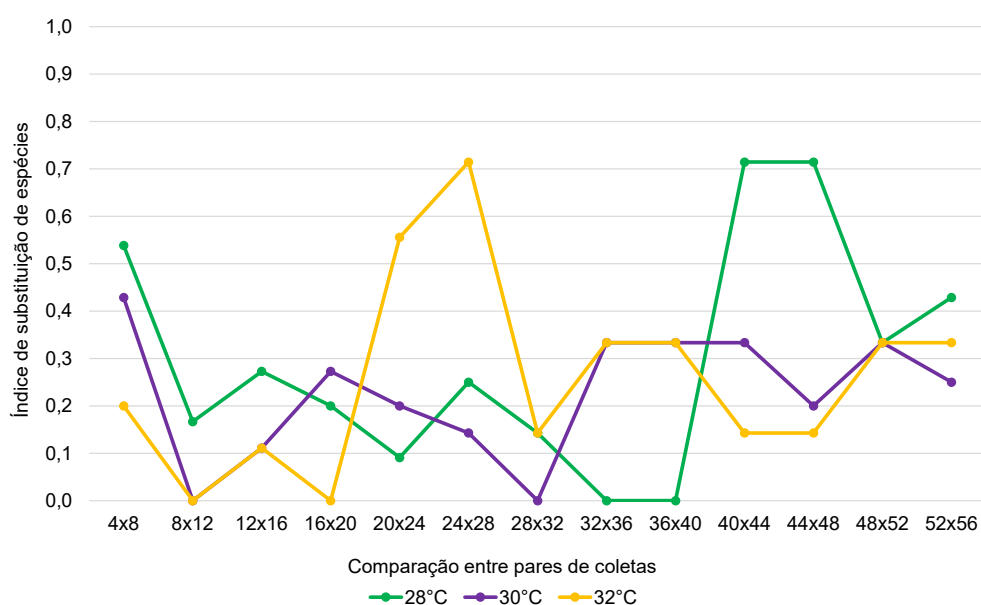
Com base nas análises realizadas, foi observada uma maior substituição de

espécies no tratamento de menor temperatura, indicando uma maior heterogeneidade em relação aos demais tratamentos (Figura 22). À medida que a temperatura foi elevada, os ambientes experimentais do tratamento T3 se tornaram mais seletivos e homogêneos, o que dificultou a diversidade e o processo de substituição de espécies ao longo do tempo durante o período de colonização. Isso resultou em um resultado mais uniforme e menos heterogêneo.

Os valores do Índice de Harrison obtidos dos dados gerais dos tratamentos corroboram as observações feitas anteriormente. O T1 apresenta um valor de 0,159, indicando uma alta taxa de substituição de espécies e uma comunidade em constante mudança. Isso em concordância com a análise dos pares de coletas, mostrando maior variabilidade e substituição de espécies nesse tratamento. O T2 possui um valor de 0,146, que está intermediário em relação aos outros tratamentos. Isso indica que a substituição de espécies é menos intensa em comparação aos tratamentos extremos (T1 e T3).

Os valores máximos são relativamente baixos, sugerindo uma maior estabilidade na composição das espécies ao longo do tempo. O T3 apresenta um valor de 0,103, indicando uma taxa de substituição de espécies um pouco menor do que nos outros tratamentos. No entanto, ainda é observada uma substituição de espécies significativa em determinados períodos. Os valores mínimos indicam uma certa estabilidade nas espécies presentes em outros momentos.

Figura 22. Substituição temporal de espécies de diatomáceas perifíticas ao longo do período de colonização nos tratamentos de temperaturas.

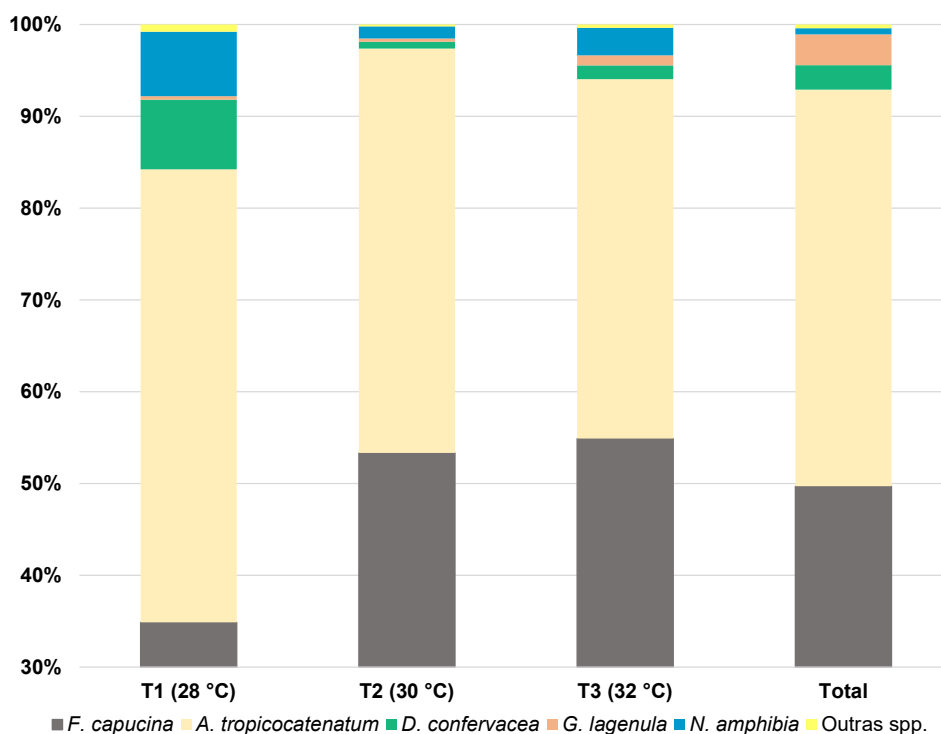


Fonte: Própria autoria (2023)

6.5.2 Abundância Relativa

As cinco espécies mais abundantes no estudo ocorreram em todos os três distintos tratamentos de temperatura experimentados (Figura 23) mostra *A. tropicocatenatum*, *D. confervacea* e *N. amphibia*, sendo mais representativas no tratamento de menor temperatura (T1 – 28 °C), com 49,4%, 7,6% e 7,0% respectivamente, por outro lado, as espécies *F. capucina*, *G. lagenula* foram mais abundantes no tratamento de temperatura mais elevada (T3 – 32 °C), com 54,9% e 1,1% respectivamente.

Figura 23. Médias de abundância relativa por tratamentos de temperatura



Fonte: Própria autoria (2023)

Nos dias iniciais do processo de colonização, *F. capucina* apresentou as maiores porcentagens de abundância dentre todas as espécies, com valores acima de 70% (Figura 24). Entretanto, o processo de sucessão ao longo do tempo foi alterando, onde nos dias subsequentes, o crescimento das demais espécies foram expressivos, principalmente os de *A. tropicocatenatum*., evoluindo para cerca de 40%, que juntamente com a crescente de *N. amphibia*, fizeram as taxas de *F. capucina* descaíssem no 8° e 12° dia de colonização, voltando a subir nos dias seguintes. Para *A. tropicocatenatum*, apesar da evolução dos valores para o

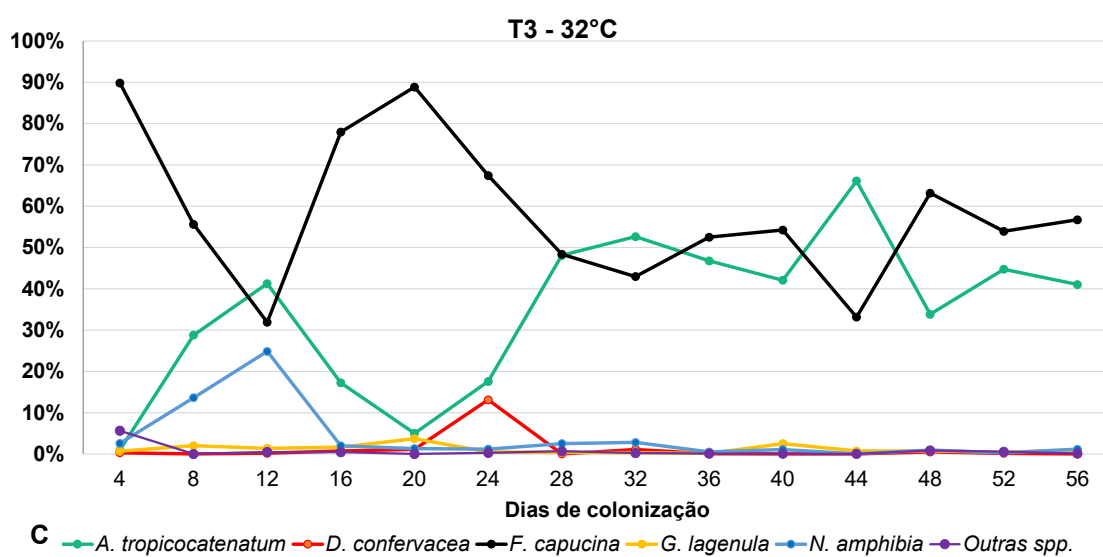
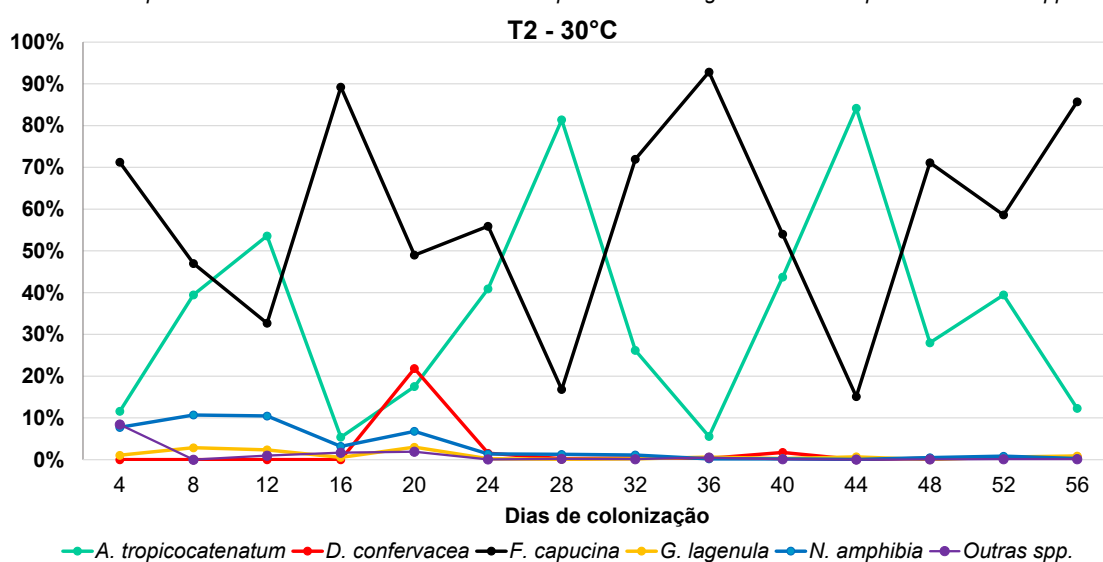
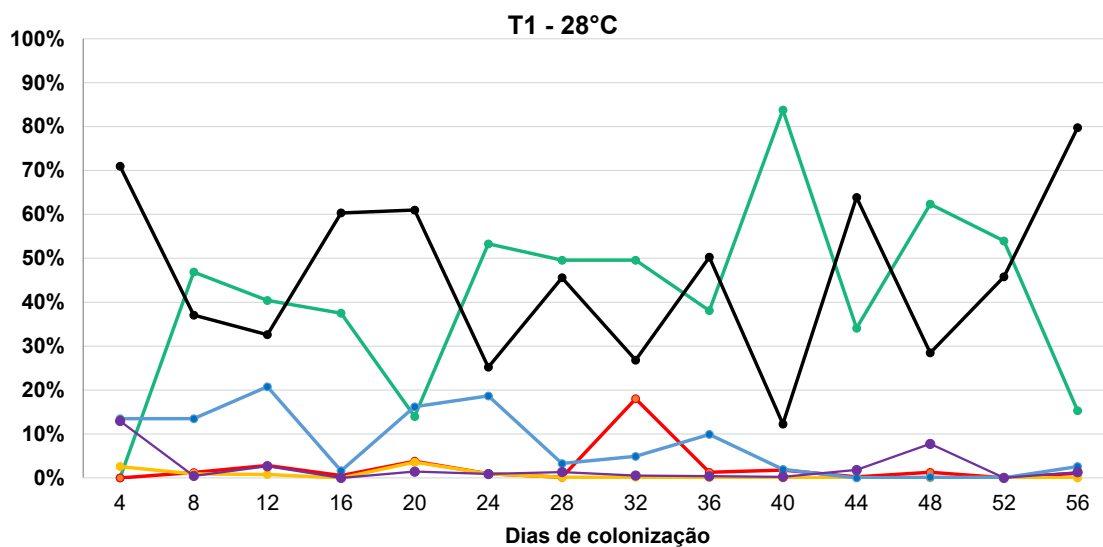
período, observa-se nos três tratamentos, um padrão de decréscimo nos dias 16 e 20 de colonização, em seguida, os valores retornam a subir alcançando os ápices de abundância, no 40° dia a espécie apresentou 83,8% no T1 e no 44° dia de colonização obteve 84,2% e 66,1% nos tratamentos 02 e 03 respectivamente.

O 16° e 20° dias de colonização, apresentaram um novo crescimento das porcentagens em todos os tratamentos, novamente marcado pela crescente de *A. tropicocatenatum*. Como citado anteriormente, essa sucessão é bem mais nítida em T2 e T3, onde nota-se a espécie com valores inferiores ao de *A. tropicocatenatum* em apenas três ocasiões. Esse padrão de inversão de representatividade seguiu até o final da colonização. Os valores de abundância de *F. capucina*, foram maiores nos tratamentos de temperatura mais elevada, atingindo, no 36° dia, 92,5% no T2 e 89,8% no T3 no quarto dia de colonização. O T1 registrou o menor pico dentre os três tratamentos (79,4% no último dia de colonização), assim como a menor porcentagem de abundância (12,2% no 40° dia de colonização).

Os valores médios de *D. confervacea* nos três tratamentos variaram de 0,20% a 0,64%, desde o início de colonização até o 16° dia, nos dias subsequentes, a espécie apresentou suas maiores taxas de abundância, sendo 21,8% no 20° dia de colonização, no tratamento de temperatura intermediária (T2 – 30 °C), 13,1% no 24° dia de colonização no T3 e 18,2% no 32° dia de colonização no T1.

Após esses ápices, os valores caíram consideravelmente nos três tratamentos, mas flutuaram de forma moderada até o final do experimento no tratamento mais frio, a variação foi mais abrupta nos tratamentos mais quentes, onde as taxas chegaram a zerar em alguns dos dias. *N. amphibia* apresentou comportamento semelhante ao de *A. tropicocatenatum*, seus números evoluíram desde o início da colonização (dia 04) até o 12° dia, chegando ao seu pico em todos os tratamentos no mesmo dia, no T1, foi de 13,4% para 20,7%, T2 de 7,7% para 10,4% e T3 de 2,5% para 24,8%. Apesar da média para o táxon ter sido maior no T3 (1,09%), nos dias seguintes, o tratamento menos quente apresentou porcentagens maiores que os demais até o fim do período de colonização.

Figura 24. Porcentagem dos táxons mais abundantes por tratamentos de temperatura durante o período de colonização do substrato. **A** - Tratamento 1; **B** - Tratamento 2; **C** - Tratamento 3.

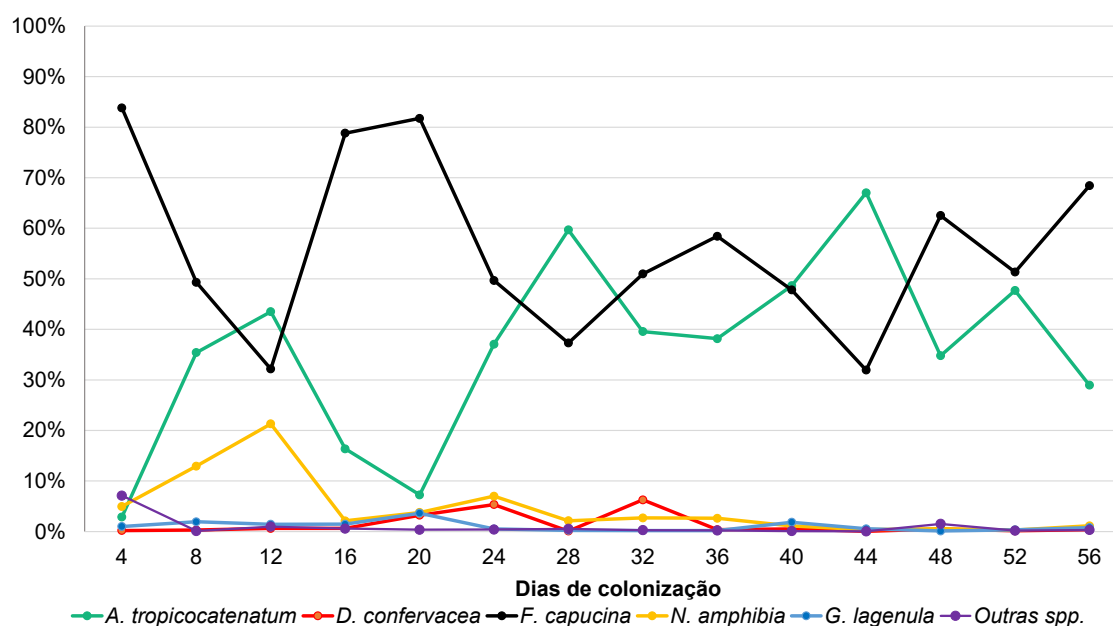


Fonte: Própria autoria (2023)

As médias das abundâncias dos tratamentos durante os dias de colonização

nos substratos evidenciam a existência um padrão de crescimento inversamente proporcional entre *F. capucina* e *A. tropicocatenatum* (Figura 25), onde o crescimento populacional de uma espécie influenciou no decréscimo da outra. Os dias 4, 16 e 20, mostram os menores valores de *A. tropicocatenatum*, com 2,9%, 16,3% e 7,2% respectivamente, nos mesmos dias, *F. capucina* apresentou suas maiores médias, com 83,8%, 78,2% e 81,7%, sendo o 4º dia, o correspondente da maior média *F. capucina* e o menor de *A. tropicocatenatum*. Em contrapartida, os maiores valores de *A. tropicocatenatum* ocorreram nos dias que os valores de *F. capucina* decaíram, nos dias 12, 28 e 44. *N. amphibia* exibiu suas maiores médias nos dias 08 e 12 (12,3% e 21,3%), assim como *D. confervacea*, com seu maior valor no 24º dia de colonização (6,3%), dias nos quais onde a abundância de *F. capucina* diminuiu.

Figura 25. Média dos táxons mais abundantes tratamentos por período de colonização do substrato



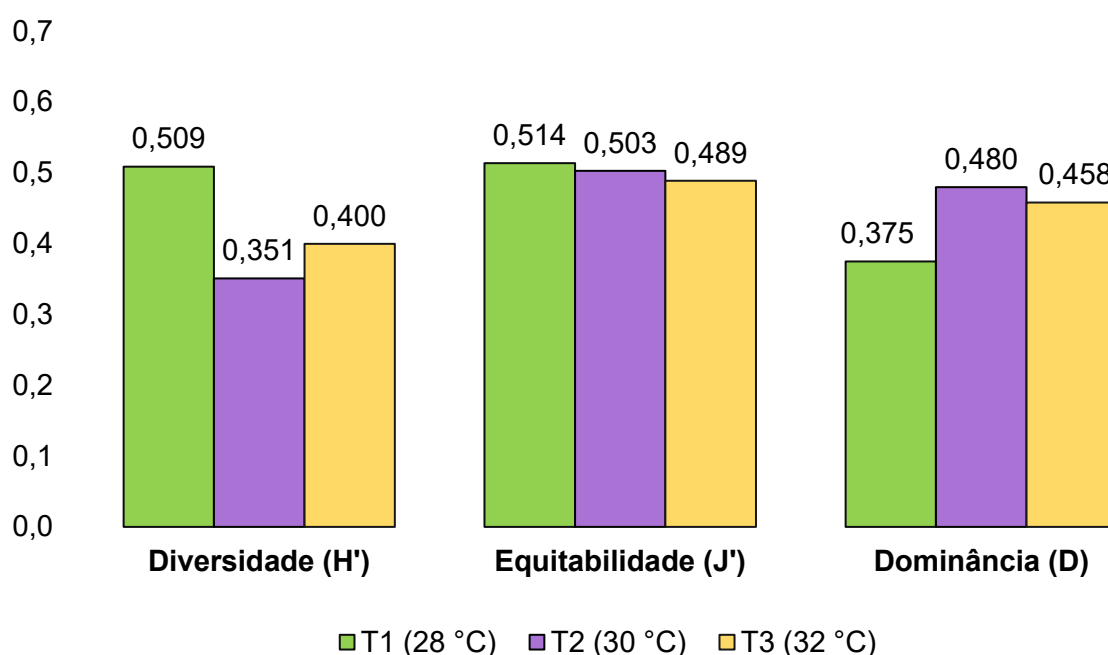
Fonte: Própria autoria (2023)

6.5.3. Índice de Diversidade, Equitabilidade e Dominância

A análise dos índices ecológicos revelou que o tratamento de menor temperatura (28 °C) apresentou as maiores taxas de diversidade de espécies e equitabilidade. Isso significa que nesse tratamento, houve uma maior variedade de espécies presentes na comunidade periférica de diatomáceas, e a distribuição dessas espécies foi mais uniforme, sem uma predominância marcante de espécies

dominantes (Figura 26). Em contraste, nos tratamentos de temperaturas mais elevadas, ou seja, 30 °C e 32 °C, observou-se uma redução na diversidade de espécies e da equitabilidade. Esses tratamentos foram caracterizados por uma presença maior de espécies dominantes, indicando que algumas espécies se tornaram mais abundantes em relação às outras.

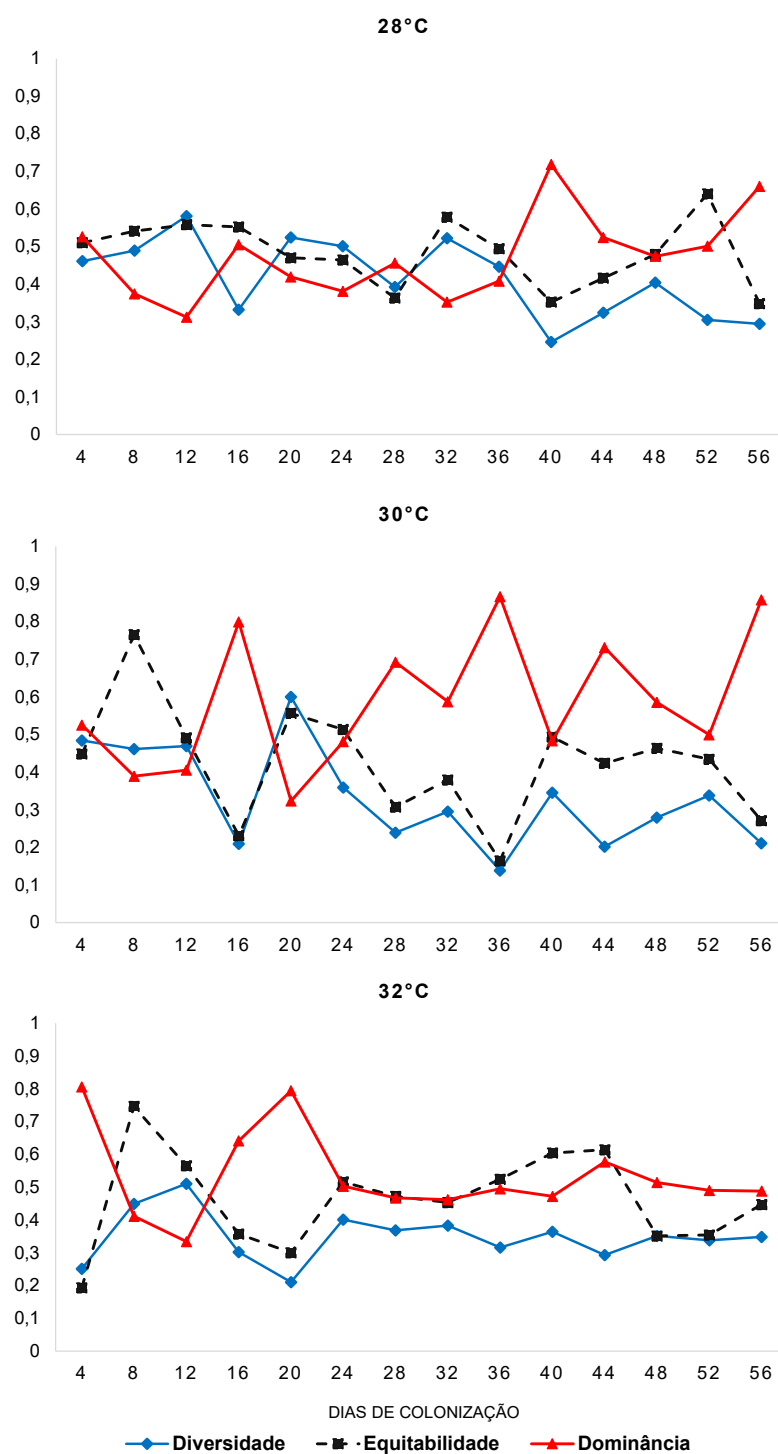
Figura 26. Índices ecológicos por tratamento de temperatura



Fonte: Própria autoria (2023)

A relação inversamente proporcional entre diversidade e equitabilidade com dominância, é novamente observado quando os tratamentos são analisados no decorrer do tempo (Figura 27). O T1 obteve os maiores valores de diversidade e equitabilidade (0,581 e 0,558) no 12° dia de colonização, no qual foi o detentor do menor valor de dominância de espécies (0,312), o oposto ocorreu no 40° dia para o mesmo tratamento, apresentando o maior valor de dominância (0,718) e as menores taxas de diversidade e equitabilidade (0,246 e 0,352). O mesmo padrão é observado ocorrendo em maior evidência nos dias 16, 20, 36 e 56 no T2, assim como desde os dias iniciais até o 20° dia no T3. Os altos índices de dominância nos tratamentos, foram registrados nos dias em que *F. capucina* e *A. tropicocatenatum*, foram mais abundantes e as demais espécies não estando distribuídas de forma uniforme.

Figura 27. Índices ecológicos dos tratamentos durante o período de colonização.



Fonte: Própria autoria (2023)

6.6 Clorofila *a*

De acordo com os resultados obtidos no tanque experimental no LEACEN, foi observado que as concentrações de Clorofila *a* variaram de acordo com os diferentes tratamentos. O tratamento T3 apresentou tanto as maiores quanto as menores concentrações de clorofila *a*, alcançando valores máximos no 16° e 28° dia

de colonização. Entretanto, logo após o segundo pico de crescimento, entre o 32° e 40° dia de colonização, houve uma queda na concentração de clorofila *a* que se estabilizou posteriormente (Tabela 6).

Apesar do T3, ter registrado as menores taxas de clorofila *a* ao longo do tempo, a sua variação lhe garantiu a maior média em relação aos outros dois tratamentos, totalizando 0,480 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. Por outro lado, o T1 apresentou a menor média, com apenas 0,205 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ de clorofila *a*.

Tabela 06. Médias das taxas de clorofila *a* por tratamentos de temperatura durante o período de colonização

Dias de colonização	T1 - 28 °C	T2 - 30 °C	T3 - 32 °C
4	0,162	0,531	0,392
8	0,262	0,092	0,285
12	0,427	0,469	0,762
16	0,329	0,208	1,546
20	0,219	0,332	0,185
24	0,363	0,340	0,268
28	0,046	1,308	1,263
32	0,046	0,012	0,015
36	0,035	0,046	0,017
40	0,092	0,173	0,017
44	0,582	0,167	0,450
48	0,138	0,249	0,328
52	0,098	0,185	0,687
56	0,077	0,154	0,503

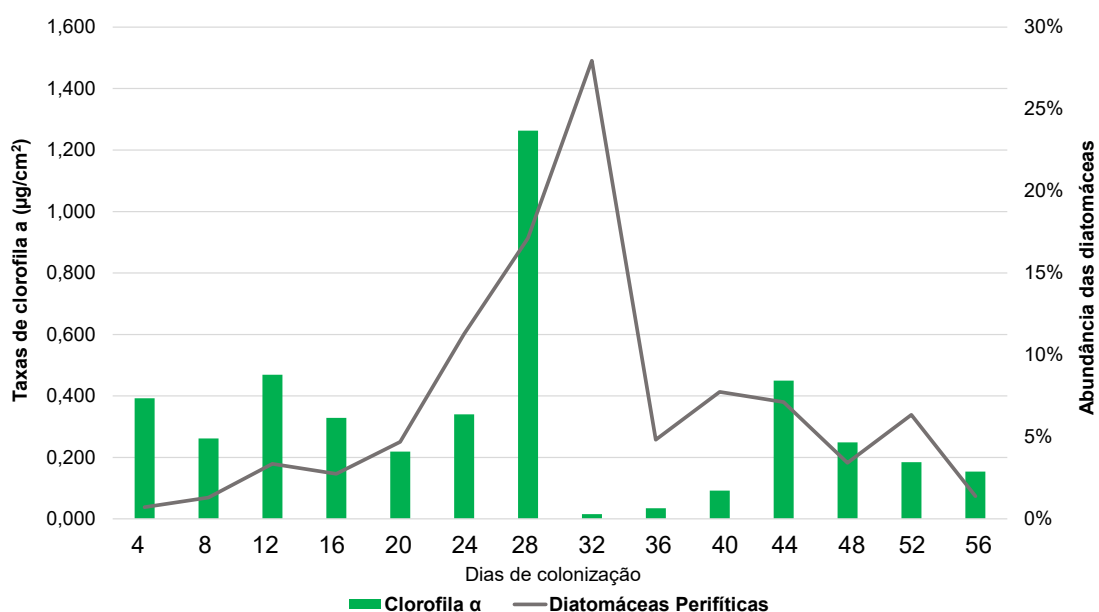
Fonte: Própria autoria (2023)

Durante o período de colonização das diatomáceas no substrato, as maiores taxas de clorofila *a* foram registradas no 28° dia, o que resultou na maior média entre todos os dias avaliados, com 1,263 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$. No entanto, nos dias seguintes (32 e 36), foram registrados os menores valores nos três tratamentos, com médias de 0,015 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ e 0,035 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$, respectivamente (Figura 28). Ao associar os valores de clorofila *a* com as porcentagens de abundância das diatomáceas, verificou-se que não existe uma correlação entre esses dois índices. Nos dias em que foram registradas as maiores abundâncias de espécies de diatomáceas, ocorreram as menores concentrações de clorofila *a* o que evidencia que a clorofila *a* não é um indicador direto da biomassa total de diatomáceas.

Considerando as variações e interações mais complexas e diretas entre espécies com as concentrações de clorofila *a*, as espécies mais representativas no

estudo foram analisadas de forma apurada e individualmente. Verificou-se que não havia uma relação significativa entre a quantidade dessas espécies e as taxas de variação da clorofila *a*. Isso sugere que a produtividade primária do ecossistema aquático estudado não é totalmente dependente da comunidade de diatomáceas presentes no local.

Figura 28. Média das taxas de clorofila *a* em dos tratamentos por abundância total de diatomáceas perifíticas (%) pelo período de colonização.

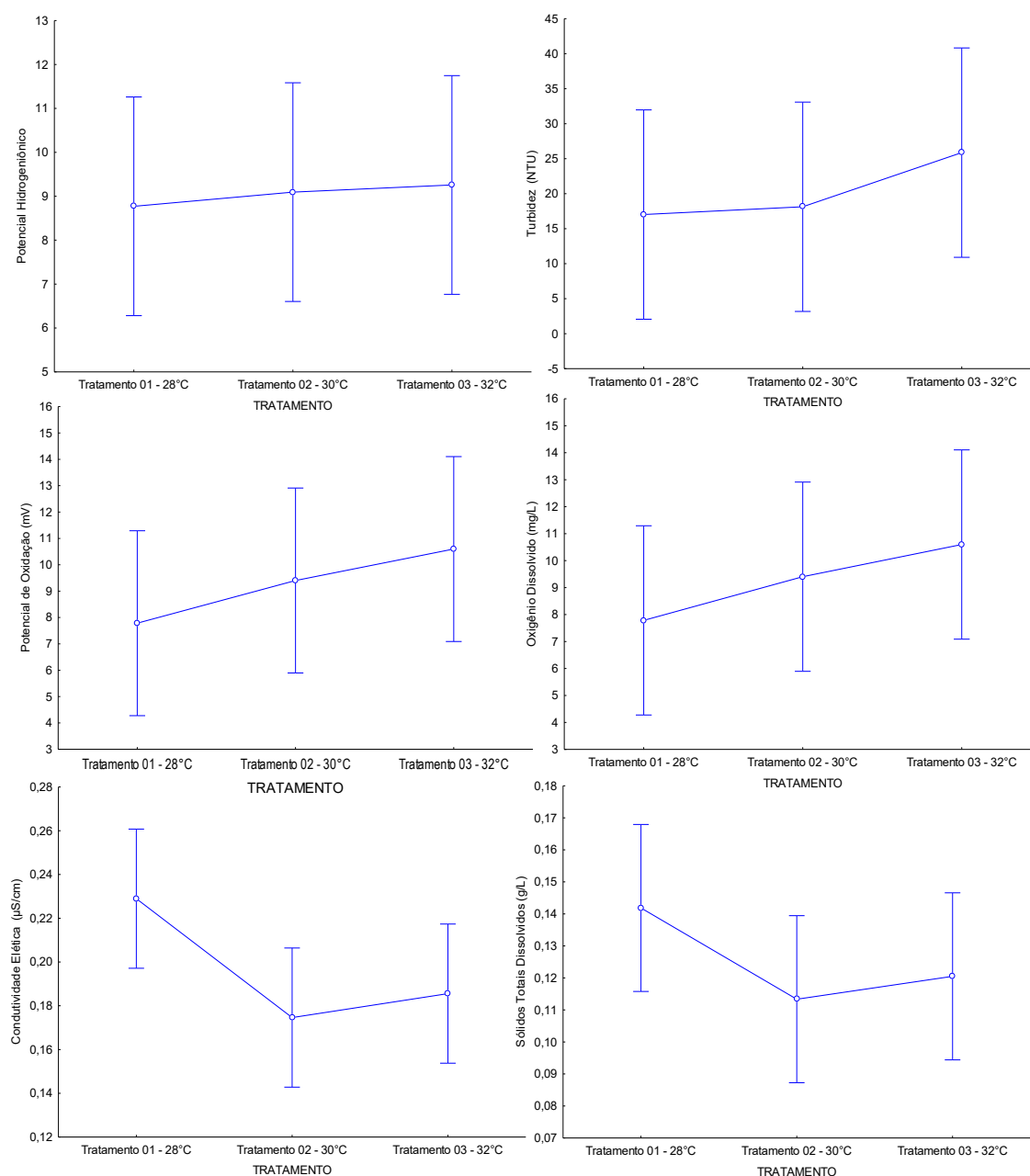


Fonte: Própria autoria (2023)

6.7 Tratamento Numérico e Estatístico dos Dados

O Teste de Análise de Variâncias (ANOVA *one-way*) considerando um nível de significância de 0,05, demonstrou não haver diferenças significativas entre os parâmetros físico-químicos das águas nos interiores dos mesocosmos dos diferentes tratamentos de temperaturas experimentadas (Figura 29), no qual o pH obteve valores de $F: (2, 9) = 0,05039$, $p = 0,95113$; turbidez $F: (2, 9) = 0,53180$, $p = 0,60493$; oxigênio dissolvido $F: (2, 9) = 0,82894$, $p = 0,46728$; condutividade elétrica $F: (2, 9) = 4,1821$, $p = 0,05196$; sólidos totais $F: (2, 9) = 1,6531$, $p = 0,24464$.

Figura 29. Média dos parâmetros físico-químicos por tratamentos de temperatura. **A** - pH; **B** - Turbidez; **C** - Potencial de Oxidação; **D** - Oxigênio dissolvido **E** – Condutividade elétrica; **F** – Sólidos totais.

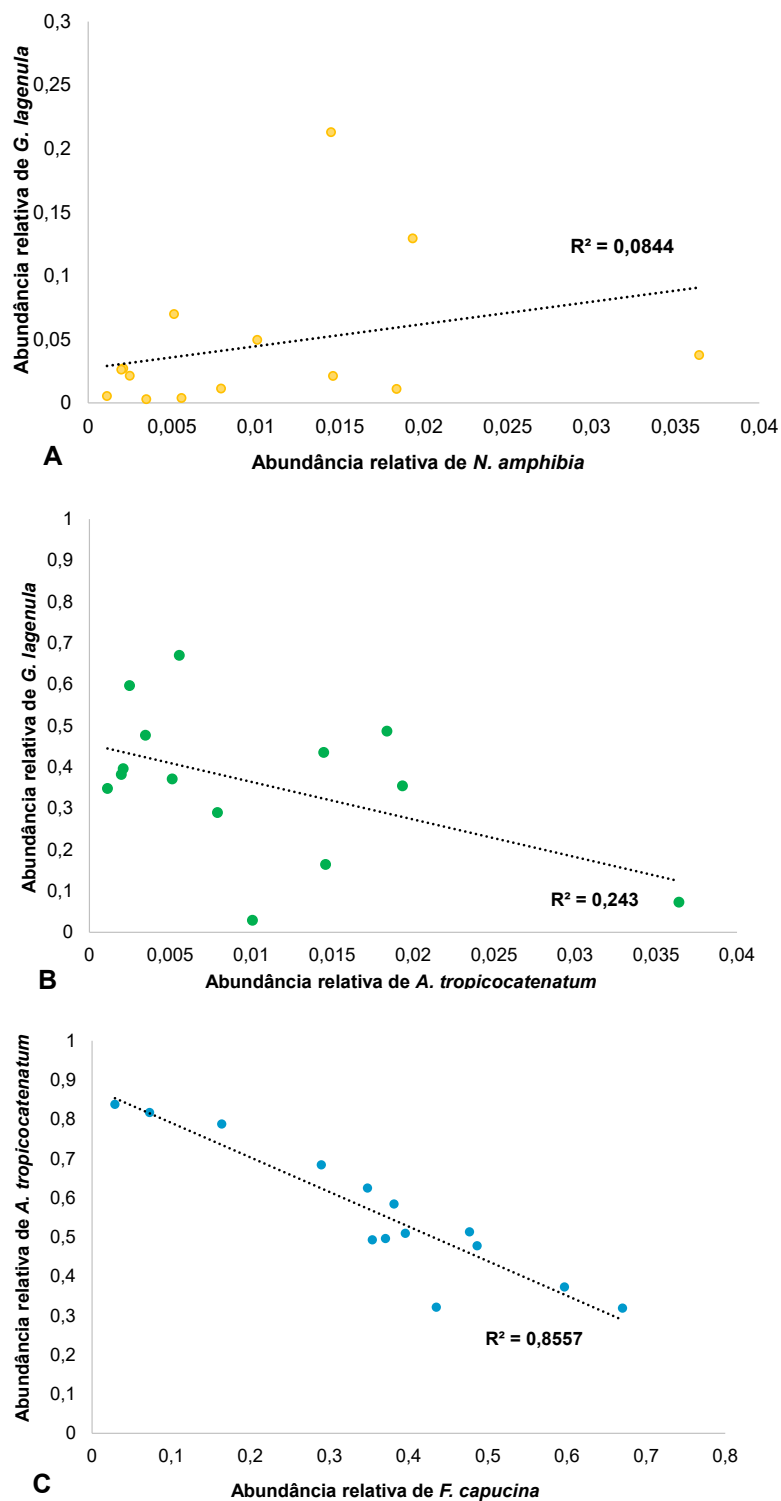


Fonte: Própria autoria (2023)

O teste de Spearman para a análise de correlação de abundância relativa entre as espécies mais representativas durante todo o período de colonização, demonstrou ser positiva apenas entre as espécies *G. lagenula* e *N. amphibia*, com 0,421, onde ambas coexistiram em proporções diretas. Por outro lado, *F. capucina* e *A. tropicocatenatum*, as duas espécies de maior abundância, apresentaram uma alta correlação negativa (-0,900), corroborando com os dados de dominância de Simpson entre as duas, onde o desenvolvimento de uma inibe o desenvolvimento da

outra. Houve também correlação negativa entre *A. tropicocatenatum* e *G. lagenula* (-0,330) (Figura 30).

Figura 30. Linhas de tendências regressão entre as espécies de correlações negativa e positivas. **A** - *G. lagenula* vs. *N. amphibia*; **B** - *F. capucina* vs. *A. tropicocatenatum*; **C** - *A. tropicocatenatum* vs. *G. lagenula*.



Fonte: Própria autoria (2023)

7. DISCUSSÃO

Com base nos dados apresentados, é possível observar uma variação sazonal na temperatura ao longo do ano na cidade Londrina. Os meses de dezembro, janeiro e fevereiro foram consistentemente os mais quentes, com temperaturas médias superiores a 24 °C. Isso é esperado, considerando que esses meses correspondem ao verão, quando as temperaturas costumam ser mais elevadas. Por outro lado, os meses de maio a agosto são os mais frios, com junho apresentando a temperatura média mais baixa, em torno de 17 °C. Esses meses coincidem com o inverno, período em que as temperaturas costumam ser mais baixas na região, nos últimos 30 anos, os dados têm mostrado maiores variações de temperatura, o que pode indicar alterações no clima local. Essas observações corroboram as preocupações de determinados segmentos científicos em relação ao aumento da temperatura global. (CREPALDI et al. 2006; SILVA et al. 2013).

O potencial hidrogeniônico (pH) mostra-se como uma das ferramentas mais importantes e um dos mais comuns utilizadas nas análises das águas, pois ele afeta diretamente e indiretamente os metabolismos de diversos organismos aquáticos, além dos próprios ambientes, suas alterações acabam por aumentar os efeitos dos compostos químicos, onde muitas das vezes não são benéficos para esses organismos (GAMMAL et al. 2017).

Existem resoluções, como a estabelecida pela CONAMA 357, indicando os valores adequados para a vida aquática em torno de 6 e 9, entretanto, esse valor alcalino, é ainda mais restrito para um melhor desenvolvimento dos organismos fitoplanctônicos, em torno de 7,5 e 8,2 (GAMMAL et al. 2017). Os trabalhos de Santoro et al. (2006), Lu et al. (2015), indicam o pH ótimo para diatomáceas de água doce variando entre 6,5 e 8,5, no qual diferentes espécies podem ter preferências específicas de pH dentro desse intervalo, sendo umas mais tolerantes a variações de pH, enquanto outras podem ser mais sensíveis.

Nossos resultados revelaram que o tratamento com a maior temperatura apresentou valores de pH elevados, com médias acima de 10. Esses valores indicam que o pH da água está acima da faixa considerada adequada para o desenvolvimento dos organismos. No entanto, estudos como o de Olenina et al. (2006) e Potapova; Charles (2003) destacam que existem diatomáceas capazes de

tolerar condições alcalinas. As variações nas preferências de pH entre as diatomáceas refletem suas adaptações a diferentes condições ambientais e podem influenciar sua distribuição e abundância em corpos d'água distintos.

Estudos observaram que o aumento da temperatura tem efeito direto na diminuição do pH. Isso ocorre seja pela redução da solubilidade do carbonato de cálcio (BAER; KITCHEN, 2002), pelo aumento da solubilidade de CO₂ (TRANVIK; DOWNING, 2009), pelo aumento da taxa de respiração dos organismos aquáticos (HESSEN; ÅGREN, 2002) ou pelo aumento a atividade metabólica dos organismos. (ZOHARY; OSTROVSKY, 2011).

Um dos possíveis fatores a contribuir com a elevada taxa de pH na água do tanque experimental pode ter sido a presença e grande concentração das *Spirogyra* sp., principalmente no interior dos mesocosmos de maior temperatura. Segundo BOLD (1979), o processo fotossintetizante é destacado como um dos principais fatores biológicos capazes de aumentar os números de pH. Durante a fotossíntese, as *Spirogyra* sp, absorvem dióxido de carbono da água e liberam oxigênio, o que poderia resultar em mudanças nas concentrações de íons na água. Como resultado, o pH da água poderia ter aumentado, tornando-se alcalino. Indicativos dessa grande atividade metabólica desses organismos pode ser suportada pelos altos valores de Clorofila a que foram observados no ambiente, mas que não estiveram diretamente relacionados às diatomáceas e que certamente poderiam estar relacionados à concentração de *Spirogyra* sp, visto que as próprias observações mostram filtros ricos em representantes desse grupo (Figura 8). No entanto, é importante ressaltar que o aumento do pH não é exclusivamente atribuído às *Spirogyra* sp., pois outros fatores ambientais e a presença de outros organismos também podem desempenhar um papel na variação do pH da água (TANG et al. 2015).

A turbidez desempenha um papel fundamental na ecologia dos organismos aquáticos, permitindo avaliar o grau de transparência da água ao medir a dificuldade que um feixe de luz enfrenta ao atravessá-la. Valores mais baixos de turbidez indicam uma maior transparência da água, o que resulta em um maior fornecimento de energia para os microrganismos fotossintetizantes (MATSUMURA; TUNDISI, 2008). A turbidez é causada pela presença de minerais ou matéria orgânica em suspensão, e sua intensidade aumenta com a quantidade e o tamanho das

partículas suspensas.

Após o 28º dia de colonização, observou-se um aumento significativo nos valores de turbidez. Esse aumento foi impulsionado pelas intensas ações fluviais na região, que resultaram na mistura de partículas e nutrientes na água. As pancadas de chuva e os fortes ventos foram responsáveis pelo acúmulo de folhas e materiais orgânicos no tanque. O período chuvoso contribuiu significativamente para o aumento desse parâmetro na região de estudo, sendo que os valores máximos atingiram 45,5 NTU.

A relação entre turbidez e temperatura pode ser influenciada por diversos fatores, em geral, o aumento da temperatura pode levar a um aumento na atividade biológica e química na água, o que pode afetar a concentração de partículas em suspensão e, conseqüentemente, no aumento da turbidez. O aumento da temperatura pode acelerar processos biológicos, como a proliferação de algas e a decomposição de matéria orgânica, o que também contribui para o aumento da turbidez. Além disso, a maior energia térmica na água pode levar a processos de sedimentação menos eficientes, resultando em um maior transporte de sedimentos e partículas em suspensão (LIU et al. 2015) A presença de partículas em suspensão dispersam a luz e diminuem sua intensidade, afetando a disponibilidade de luz necessária para a fotossíntese das algas, Portanto, o aumento da turbidez devido ao aumento da temperatura pode limitar o crescimento e desenvolvimento das algas, mesmo em ambientes rasos, como caso do estudo em questão, onde a luz solar consegue penetrar com maior intensidade, tendo um impacto relativamente menor no desenvolvimento das algas em comparação a sistemas mais profundos (WANG et al. 2017).

A condutividade elétrica é um parâmetro fundamental na determinação e controle das alterações no estado dos corpos d'água. Ela representa a capacidade da água de conduzir correntes elétricas, sendo intensificada pelo aumento da concentração de íons positivos ou negativos dissolvidos. Ao medir esse parâmetro, é possível quantificar a abundância de compostos presentes na amostra (PIÑEIRO et al. 2013).

Os valores adequados de condutividade elétrica para a comunidade de diatomáceas podem variar dependendo das espécies de diatomáceas e das

condições ambientais em que elas se desenvolvem. No entanto, as diatomáceas são geralmente encontradas em ambientes de água doce com baixa condutividade elétrica, indicando uma água mais pura e menos impactada por fontes de poluição (HAPPEY; WOOD, LANGE; BERTALOT, 2013; BIGGS et al. 2014; SATO et al., 2013).

Em geral, observa-se que a condutividade elétrica da água tende a aumentar com o aumento da temperatura. Isso ocorre porque o aumento da temperatura geralmente leva a um aumento na ionização de compostos dissolvidos na água, aumentando assim a sua condutividade elétrica. Os dados mostrando o T1 obtendo os maiores valores de condutividade elétrica, não corrobora com os estudos de Smith e Johnson (2008); Amorim (2016) e Sharma (2019), que sugerem uma relação positiva entre os dois parâmetros.

O oxigênio dissolvido é um parâmetro de extrema importância no metabolismo dos organismos aeróbicos presentes nos corpos d'água. Ele desempenha um papel fundamental nos processos de respiração, fotossíntese e decomposição, sendo essencial para todo o ecossistema aquático. A disponibilidade de oxigênio dissolvido afeta diretamente as taxas de crescimento e atividade das algas, organismos fotossintetizantes responsáveis pela produção de matéria orgânica e pela liberação de oxigênio. Portanto, a concentração adequada de oxigênio dissolvido é crucial para a saúde e o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (WETZEL; LIKENS, 2000; DODDS, 2002; WETZEL, 2001; SMITH, 1983).

A Resolução nº 357/2005-CONAMA estabelece os valores adequados de oxigênio dissolvido em águas doces no Brasil, devendo ser iguais ou superiores a 6 mg/L em qualquer período do ano, faixa de concentração de oxigênio dissolvido considerada suficiente para atender às necessidades respiratórias da maioria das espécies aquáticas. Essa regulamentação tem como objetivo garantir a preservação da qualidade das águas e a manutenção dos ecossistemas aquáticos saudáveis, e a proteção da vida aquática. Nossos dados enquadram o T3 como altas concentrações do parâmetro, confrontando estudos que evidenciam a capacidade de dissolução do parâmetro diminuindo à medida que a temperatura da água aumenta. Portanto, águas mais frias tendem a ter uma maior concentração de oxigênio do que águas mais quentes (ELLIOTT; HURLEY, 2000; COUTU, 2013;

CHEN et al. 2017).

Os STD englobam não somente todos os sais, mas também os compostos não iônicos, os seus valores alteram mediante a hidrogeoquímica regional e das drenagens de rochas sedimentares ígneas, o parâmetro tem sido utilizado no controle das interferências antrópicas nas massas d'águas (TUNDISI; MATSUMURA; TUNDISI, 2008; MARIMUTHU et al. 2013).

Os valores apresentados em todos os tratamentos durante todo o período de colonização, foram inferiores a 0,5 g/L., estando dentro do padrão de qualidade da resolução citada, concordando com os estudos de HAPPEY; WOOD e LANGE; BERTALOT (2013), no qual abordaram a preferência de diatomáceas por baixos níveis de STD; FAUST; GULATI (2002), inferiram que as concentrações de STD podem inibir o crescimento desses organismos, reduzindo as taxa de fotossíntese e limitando a disponibilidade de nutrientes essenciais; já Chen et al. (2019) mostraram os altos níveis de STD alterando a composição e abundância de espécies de diatomáceas, mudando a dinâmica ecológica desses organismos.

No presente estudo, observamos uma tendência contraditória em relação à literatura existente. Contrariamente às expectativas baseadas em estudos anteriores (AKPOBORIE; HASSAN, 2017; AHIMI; BAY, 2017; HOQUE et al. 2018) que relataram que as concentrações de STD estão positivamente correlacionadas com a temperatura, indicando que o aumento da temperatura associado ao aumento dos níveis de STD, onde nossos resultados revelaram que os STD foram maiores nos tratamentos de menor temperatura.

Os valores dos nutrientes aferidos durante a realização do estudo, revelam que as águas investigadas apresentam valores baixos de nutrientes, associados com o nível de transparência da água do tanque, baixa presença de matéria orgânica em suspensão, caracterizando-as como ambientes oligotróficos (FERREIRA et al. 2018; SANCHES et al. 2015)

De acordo com essa resolução, os valores estabelecidos para nutrientes em com os resultados para os nutrientes da água do tanque, as águas estudadas possuem baixas concentrações de nutrientes, caracterizando-as como oligotróficas. Valores semelhantes para os nutrientes são encontrados nos estudos de RIBEIRO

(2012); SOUZA (2016); NASCIMENTO e SIMÕES (2015).

Como já exposto anteriormente, três dos cinco nutrientes aferidos, mantiveram-se iguais no decorrer do tempo de colonização, o nitrato, uma fonte importante de nitrogênio para as diatomáceas e que desempenha um papel crucial no crescimento e na reprodução desses organismos, foi o único no qual apresentou diferenças nas aferições nos três tratamentos, sendo maior no tratamento mais frio, correspondendo ao esperado com a literatura, que mostram uma tendência de diminuição do nutriente em relação ao aumento da temperatura, devido à influência que a temperatura tem sobre a solubilidade de nitrato na água (HANSEN; KOROLEFF, 1999; INGLET et al. 2012).

As espécies do gênero *Fragilaria*, originalmente descritas como diatomáceas coloniais de fitas longas, planas e articuladas, são conhecidas por sua morfologia penada e ausência de rafe (fenda alongada na superfície das células, essencial na locomoção e aderência aos substratos). Essas diatomáceas se encontram frouxamente encostadas umas nas outras, porém não estão aderidas (HUSTEDT, 1930). Atualmente, há uma distinção entre grupos que formam colônias e aqueles que não formam, como é o caso da espécie *F. capucina*, que se distribui em fitas coloniais (TUJI; WILLIAMS, 2006).

Nossos resultados sugerem que *F. capucina* teve uma eficiência superior em colonizar e se estabelecer nos substratos em comparação com as outras espécies presentes. Sua alta representatividade pode ser atribuída a uma combinação de fatores, como sua capacidade de adaptação às condições ambientais do experimento, que pode ser atribuída a características como a capacidade de formar colônias, aumentando sua superfície de contato e facilitando a absorção de nutrientes e a captura de luz; a habilidade de se fixar nos substratos e colonizar com sucesso os substratos; competir efetivamente com outras espécies; bem como a resposta favorável dessa espécie específica às variações de temperatura (LEVKOV; WILLIAMS, 2010; BESSE; LOTOTSKAYA et al. 2020).

A espécie demonstra tolerância, possuindo um perfil adaptativo elevado, além disso, a morfologia penada das diatomáceas da espécie proporciona uma vantagem competitiva ao permitir maior eficiência na captura de luz solar e nutrientes, mesmo em ambientes com intensidade luminosa reduzida (LEIRA et al. 2015). Essas

adaptações morfológicas e comportamentais das espécies de *Fragilaria*, como a formação de fitas coloniais e a capacidade de ajustar sua posição na coluna d'água para otimizar a exposição à luz, favorecem sua colonização pioneira em substratos aquáticos. A habilidade dessas diatomáceas em se adequar a diferentes condições ambientais e explorar recursos disponíveis contribui para sua representatividade e sucesso na comunidade de perifíton. (HOFMANN et al. 2011; RIMET; BOUCHEZ, 2012).

O gênero *Achnantheidium* é altamente diversificado, com mais de 200 táxons registrados, e possui uma ampla distribuição global. Essas diatomáceas são frequentemente mencionadas em estudos ecológicos e florísticos, contribuindo para o conhecimento da biodiversidade ecológica dos ambientes aquáticos. No entanto, apesar de sua ocorrência em diversos reservatórios brasileiros, ainda há uma falta de atenção e estudos específicos sobre essas espécies no país (FOURTANIER; KOCIOLEK, 2011; MORALES et al. 2013).

Essas diatomáceas são caracterizadas por possuírem apenas uma valva com rafe, uma fenda longitudinal na superfície das células, o que as classifica como monorafídeas. Esta estrutura é importante para a aderência da diatomácea a substratos e pode desempenhar um papel na sua capacidade de colonizar superfícies aquáticas. No entanto, a taxonomia desse grupo é desafiadora devido à escassez de descrições detalhadas e às pequenas dimensões das valvas das células (ROUND; BUKHTIYAROVA, 1996; HLÚBIKOVÁ et al. 2011).

A presença de *A. tropicocatenatum* em alta abundância durante a colonização sugere sua adaptação e sucesso em colonizar e se estabelecer nos substratos aquáticos estudados. Essa espécie pode ser considerada uma indicadora ambiental, fornecendo informações valiosas sobre as condições ecológicas dos ambientes aquáticos em que está presente. (PFISTER; WETZEL, 2001; BLANCO et al. 2011). Embora *A. tropicocatenatum* tenha preferência por ambientes mesotróficos a eutróficos, ela demonstrou tolerância às condições do tanque oligotrófico, bem como a variações de luz, pH, condutividade elétrica e temperatura (VAN DE VIJVER et al. 2004; LEIRA et al. 2006; RIMET et al. 2009).

Sua alta abundância no estudo também é atribuída à sua eficiência em obter recursos disponíveis. Essa espécie demonstra uma alta capacidade de explorar ao

máximo os recursos, especialmente em ambientes com disponibilidade limitada. Uma outra vantagem competitiva dessa espécie é sua taxa de crescimento e reprodução mais rápida em comparação com outras espécies presentes no mesmo ambiente. Isso permite que *A. tropicocatenatum* se multiplique de forma mais eficiente e ocupe uma parcela maior dos recursos disponíveis, competindo diretamente com outras espécies por esses recursos escassos. Além disso, durante sua reprodução, a espécie é capaz de formar auxósporos, estruturas que se desenvolvem em condições desfavoráveis. Esses auxósporos permitem que as diatomáceas sobrevivam em ambientes adversos e, quando as condições ambientais melhorarem, gerem células filhas, impulsionando ainda mais sua capacidade de colonização e sucesso reprodutivo. Essas características reforçam a adaptabilidade e o potencial competitivo de *A. tropicocatenatum* em ambientes aquáticos (ECTOR; RIMET, 2003; ECTOR; HOFMANN, 2010; HOFMANN et al. 2011; BESSE; LOTOTSKAYA et al. 2020).

Os dias iniciais de colonização dos substratos artificiais utilizados no tanque do LEACEN, foram marcados pela presença grande presença de *F. capucina*, um padrão de colonização que não está em conformidade com o que é descrito na literatura, onde se relata o período inicial de colonização de substratos é dominado por espécies de diatomáceas pequenas e adnatas, que são capazes de se fixar e se desenvolver rapidamente. Essas espécies adnatas possuem uma série de adaptações morfológicas, como a presença de mucilagem ou estruturas adesivas, que facilitam sua fixação em superfícies. (HOAGLAND et al. 1982; STEVENSON, 1996).

Essa característica das diatomáceas adnatas é fundamental durante as primeiras etapas de colonização, uma vez que substratos vazios e recém-expostos apresentam uma falta de material orgânico aderente e uma superfície lisa. Portanto, as espécies de diatomáceas adnatas são capazes de colonizar esses substratos rapidamente, iniciando o processo de sucessão ecológica (HOAGLAND et al. 1982). Embora existam evidências consistentes sobre a dominância de espécies adnatas no início da colonização de substratos, alguns estudos também relatam a ocorrência de espécies filamentosas em estágios iniciais de colonização possuindo a capacidade de se fixar e formar agregados, o que lhes confere uma vantagem competitiva inicial ao fornecer maior estabilidade e uma superfície maior para a

colonização de outras diatomáceas e microrganismos (LAMBERTI et al. 1993; REAVY et al. 2009).

No entanto, os resultados do estudo mostraram uma alta representatividade e ocorrência de *F. capucina* no tanque. Esses resultados podem ser explicados considerando algumas perspectivas. Por exemplo, é possível levar em consideração a caracterização em relação à trofia dessas espécies, sendo mais comuns em ambientes oligotróficos, com baixa disponibilidade de nutrientes (WETZEL et al. 2013; LOBO et al. 2015). Além disso, as características específicas do ambiente de estudo, sendo lênticos e sem perturbações fortes e/ou constantes, podem favorecer o estabelecimento e a persistência dessas espécies. Esse ambiente está propício para que as espécies de diatomáceas longas e finas não sejam quebradas ou deslocadas com facilidade (PASSY, 2007).

Portanto, os resultados obtidos nesse estudo nos permitem demonstrar que as condições ambientais particulares do tanque do LEACEN podem ter influenciado a composição das espécies de diatomáceas durante a colonização inicial dos substratos, resultando em padrões diferentes dos descritos na literatura. É importante considerar a interação complexa entre fatores ambientais, características das espécies e dinâmica de colonização para compreender plenamente os padrões observados.

Existem várias razões pelas quais *F. capucina* pode colonizar pioneiramente substratos com mais eficiência do que *A. tropicocatenatum* em alguns ambientes aquáticos, cita-se a própria morfologia das duas espécies, *F. capucina* possuindo células alongadas e estreitas, lhes conferindo uma maior área de superfície em relação ao volume celular, gerando uma maior capacidade de adesão aos substratos. Por outro lado, as células de *Achnanthisdium* são geralmente menores e têm uma forma mais arredondada, o que pode limitar sua adesão em comparação com *F. capucina*. A presença de estruturas de fixação em *F. capucina*, que facilitam a ancoragem com firmeza e formar biofilmes densos nos substratos. Em contraste, *A. tropicocatenatum* pode não ter a mesma capacidade de aderência eficiente, o que pode dificultar sua colonização inicial (ROUND et al.1990; LOWE; PAN, 2014; SMOL; STOERMER, 2010).

A colonização de substratos por diatomáceas em ambientes de águas doces

é um processo dinâmico e complexo. Inicialmente, as células vegetativas ou formas de resistência das diatomáceas presentes na água aderem aos substratos através da produção de mucilagem, iniciando assim a colonização. Posteriormente, ocorre a germinação das células, dando origem a células reprodutivas maduras e possibilitando a reprodução e multiplicação das diatomáceas. À medida que a população cresce, há uma maior liberação de uma matriz de mucilagem, formando um biofilme e estabelecendo um ambiente microscópico diversificado. Esse processo de colonização desencadeia a sucessão ecológica, onde espécies pioneiras são substituídas por espécies mais competitivas ao longo do tempo (STEVENSON; BAHLS, 1999; REYNOLDS, 2006; STENGER; KOVÁCS, 2015).

Investigando a sucessão temporal de diatomáceas perifíticas ao longo de um período de 60 dias, os trabalhos de Sousa et al. (2012) e Rocha et al. (2018), observaram diferentes estágios de desenvolvimento da comunidade, onde os primeiros organismos colonizadores começam a se estabelecer dentro das primeiras 24 horas após a exposição de um substrato. O alto recrutamento de espécies nos primeiros quatro dias de colonização dos substratos no tanque, e a brusca queda desses valores nos dias subsequentes, pode ser atribuída a distintos fatores, o estágio inicial da colonização, as condições são favoráveis (diversidade de recursos disponíveis, como nutrientes e luz) e permitir que diferentes espécies de diatomáceas perifíticas podem se estabeleçam e coexistam no ambiente. No entanto, à medida que o tempo passa e a comunidade se desenvolve, ocorrem mudanças nas condições ambientais, aumentando a competição entre as espécies, excluindo espécies menos adaptadas levando à diminuição da riqueza de espécies (LAVOIE; CAMPEAU, 2020; BICUDO; MENEZES, 2021).

O decorrer do processo de sucessão ecológica no taque experimental, mostrou os maiores valores de abundância de diatomáceas perifíticas, ocorrendo entre os 24° e 32° dia, estando em concordância com as descobertas de Ho (1979) e Pompêo e Moschini; Carlos (2003), onde os estudos indicaram que a comunidade do perifíton passa por um processo de maturação ao longo de cerca de 30 dias, alcançando um estágio de máximo desenvolvimento.

Os resultados deste estudo destacam a influência da temperatura na colonização e diversidade de espécies de diatomáceas perifíticas. A preferência das

espécies por colonizar os substratos nos tratamentos de menor temperatura indica uma adaptação específica a essas condições mais amenas. Isso é evidenciado pelo maior valor de abundância, riqueza e diversidade de espécies observados no tratamento de 28 °C em comparação com os tratamentos de temperaturas mais altas. Isso indica uma maior afinidade dessas espécies por ambientes com temperaturas mais amenas e mostram uma tendência a se estabelecer e proliferar nessas condições. As diatomáceas perifíticas são adaptadas a uma ampla faixa de temperaturas, onde cada espécie possui suas preferências próprias.

Os resultados obtidos estão em concordância com os achados descritos na literatura científica. Graham et al. (2000), Lürling; Beekman (2006) e Reynolds (1994) relataram que a faixa de temperatura ótima para o crescimento das diatomáceas em águas doces está geralmente entre 15 °C e 25 °C, faixa considerada favorável para o crescimento saudável e reprodução das diatomáceas.

A relação entre diversidade, equitabilidade e dominância em uma comunidade de diatomáceas perifíticas pode ser analisada considerando a proporção entre esses três elementos. Em geral, quanto maior a diversidade na comunidade, menor será a dominância e maior será a equitabilidade entre as espécies, estabelecendo uma relação inversamente proporcional. Observou-se que nos tratamentos com maior diversidade, os valores de dominância foram menores, indicando uma coexistência mais equilibrada entre as espécies, com cada uma utilizando diferentes recursos e ocupando nichos ecológicos distintos. Esses resultados destacam a importância da dominância na estabilidade e resiliência do ecossistema, pois uma alta dominância pode levar à perda de diversidade funcional. Estudos realizados por Hillebrand e Matthiessen (2009), Litchman; Klausmeier (2008) e Ptacnik et al. (2010) corroboram essas observações e fornecem insights adicionais sobre essa relação complexa entre os índices.

Tendo em vista as condições ambientais do taque experimental, apresentando características oligotróficas e lênticos, esperava-se um baixo valor de riqueza para o estudo (MESSYASZ; KUCZYN'SKA, 2006; Faria et al. 2015). Porém, em termos gerais, uma comunidade com 40 espécies de diatomáceas perifíticas foram registradas, configurando um valor moderado a alto de riqueza e diversidade. Os valores são baseados em pesquisas que investigaram a diversidade de

diatomáceas em diferentes ambientes aquáticos oligotróficos, como os de Van Dam, Mertens; Sinkeldam (1994), Eloranta; Kwadrans (2005) e Fouilland et al., (2007), indicam que é comum encontrar comunidades com cerca de 10 a 20 espécies de diatomáceas, ressaltando - a riqueza de espécies de diatomáceas podendo variar dependendo de fatores como a região geográfica, o tipo de corpo d'água e as condições ambientais específicas.

As condições de temperaturas podem afetar a diversidade de espécies de diatomáceas. Os resultados sugerem que as temperaturas mais baixas (28 °C) favoreceram a coexistência de diferentes espécies de diatomáceas, resultando em uma comunidade mais diversa e equitativa. Por outro lado, temperaturas mais elevadas podem ter influenciado negativamente, diminuindo a diversidade e equitabilidade da comunidade pois certas espécies podem ser mais sensíveis ao calor, além de promover o domínio de algumas espécies mais adaptadas às condições térmicas mais elevadas. Entretanto, assim como ocorreu em nossos números, em algumas condições, a diversidade pode aumentar em temperaturas intermediárias, onde diferentes espécies têm nichos ecológicos distintos (De LAENDER et al. 2007; SAROS et al. 2003).

Os valores de dominância provenientes de nossas análises, estão diretamente associadas com as espécies *F. capucina* e *A. tropicocatenatum*, destacando que tanto *A. tropicocatenatum* quanto *F. capucina* foram observadas em todos os tratamentos analisados. No entanto, houve uma diferença em relação à sua dominância de acordo com a faixa de temperatura. *A. tropicocatenatum*, mesmo sendo uma espécie tolerante a diferentes condições, demonstrou uma preferência por temperaturas mais amenas, o que resultou em sua maior dominância no tratamento de menor temperatura. Por outro lado, *F. capucina*, sendo uma espécie euritérmica com uma ampla tolerância térmica, apresentou uma maior capacidade de sobrevivência e reprodução em temperaturas mais elevadas, o que levou a sua maior dominância nos tratamentos mais quentes (BATTARBEE et al. 2001; LOWE; PAN, 2014).

Essa diferenciação na preferência térmica e adaptação das espécies reflete a sua capacidade de se ajustar e prosperar em diferentes ambientes. *A. tropicocatenatum* se destaca em temperaturas mais amenas, possivelmente

explorando nichos menos competitivos nessas condições específicas. Já *F. capucina*, com sua maior tolerância térmica, consegue se estabelecer e se reproduzir em uma faixa mais ampla de temperaturas, tornando-se mais competitiva em ambientes com temperaturas mais altas.

Essa observação de presença de ambas as espécies durante o período de colonização, com variações na abundância ao longo do tempo, sugere que as duas espécies estão competindo diretamente por recursos e espaços de fixação nos substratos. A competição por recursos é um dos principais mecanismos que influenciam a dinâmica das comunidades, e a literatura científica tem mostrado que espécies competidoras podem excluir ou suprimir a presença da espécie concorrente se forem mais eficientes na utilização desses recursos ou se tiverem uma vantagem competitiva sobre a outra.

No entanto, no caso das espécies em questão, a supressão completa de uma espécie pela outra não ocorreu. Em vez disso, foram observadas variações na abundância relativa das espécies ao longo do tempo, indicando possíveis trocas na competitividade entre elas. Essa dinâmica pode ser influenciada por uma série de fatores, como flutuações ambientais, disponibilidade de recursos e interações complexas entre as espécies presentes na comunidade. A coexistência de ambas as espécies em proporções diferentes indica a possibilidade de existirem nichos ecológicos distintos ocupados por cada uma delas, permitindo ambas sobreviver no mesmo habitat.

Nossos resultados sobre os índices de dominância entre as duas espécies, corroboram com os estudos anteriores, como os de Smith et al. (2010) e Brown et al. (2015), observaram a presença de *F. capucina* inibindo significativamente a abundância e o desenvolvimento de *A. tropicocatenatum* nos substratos colonizados. Outros estudos realizados em condições de laboratório, mostraram um crescimento mais rápido e uma maior taxa de colonização de *F. capucina*, em comparação com *A. tropicocatenatum*, sugerindo vantagem competitiva relacionada a suas características fisiológicas ou preferências de recursos, além de reduzir significativamente na riqueza e diversidade de espécies das demais diatomáceas (JONES et al., 2018).

Um aspecto importante a ser discutido, são as guildas ecológicas, sendo

agrupamentos de organismos com características morfológicas e funcionais distintas em resposta a diferentes condições ambientais e disponibilidade de nutrientes. São classificadas com base na capacidade dos organismos de utilizar recursos específicos e de evitar ou tolerar perturbações ambientais. Elas refletem a adaptação dos organismos a diferentes nichos ecológicos, permitindo uma melhor utilização dos recursos disponíveis no ambiente. Essas classificações auxiliam na compreensão da estrutura e da dinâmica das comunidades (WALKER et al. 1999; LAMANNA et al. 2014; MASON et al. 2018)

O estudo de Passy (2007) é uma referência importante na compreensão das guildas ecológicas de diatomáceas em relação aos gradientes de nutrientes e perturbações em corpos d'água correntes. O trabalho descreve três tipos de perfis de guildas: baixos, altos e móveis. Esses perfis são ferramentas úteis para entender a relação entre as espécies mais dominantes em nosso estudo. Ao identificar o perfil de guilda ao qual uma espécie de diatomácea pertence, podemos inferir características ecológicas, como a capacidade de utilização de recursos e a tolerância a perturbações.

A espécie *A. tropicocatenatum* faz parte da guilda de baixo perfil, que é caracterizada por ser estressada por recursos, mas livre de perturbações. Essa guilda enfrenta limitações de recursos, como sombreamento e esgotamento de nutrientes em um biofilme de várias camadas, mas é resistente a ataques físicos. Ela apresenta uma vantagem competitiva em habitats com escassez de recursos e alta perturbação. A guilda de baixo perfil é composta por espécies de baixa estatura, incluindo aquelas que são prostradas (aderidas ao substrato com toda a superfície da válvula), adnatas (aderidas apicalmente, mas paralelas ao substrato), eretas (aderidas apicalmente, mas perpendiculares ao substrato), solitárias e com movimentos lentos. A espécie *F. capucina* pertence à guilda de alto perfil, a qual não apresenta restrições em relação aos recursos disponíveis, mas é estressada por distúrbios ambientais. Ela possui fácil acesso a nutrientes e luz, porém está sujeita a correntes fortes e perturbações causadas por herbívoros. Essa guilda demonstra habilidades competitivas superiores e é predominante em habitats que são ricos em recursos e possuem baixa perturbação. Ela engloba espécies de estatura alta (PASSY, 2007)

Existem diversos fatores ambientais que afetam as taxas de produção de clorofila, incluindo disponibilidade de nutrientes, intensidade de luz, pH e interações biológicas, tornando essa relação complexa e dependente das condições ambientais específicas em cada local (LOMBARDI et al. 2001; MAXWELL; JOHNSON, 2017). A temperatura surge como um fator adicional de influência importante, e nossos dados indicam uma relação mais forte entre o aumento da clorofila *a* e as condições ambientais proporcionadas pelo tratamento de maior temperatura, sugerindo a influência da temperatura na produtividade do perifiton. Dados que diferem da literatura, como nos trabalhos de Wang et al. (2016); Sahin; Çelekli, 2017; Sousa et al. (2011); Sui et al. (2014), que relataram 25 °C com a temperatura ótima para encontrar as maiores concentrações de clorofila *a*, onde com o aumento dessa temperatura, há uma diminuição significativa de clorofila *a*, afetando também a eficiência fotossintética, principalmente em temperaturas maiores que 30 °C.

Os resultados obtidos em nosso estudo indicaram que não há uma forte relação entre a abundância relativa das espécies mais representativas nos três tratamentos e as taxas de concentração de clorofila *a*. Isso sugere que outros grupos de algas, além dos que foram analisados em nosso estudo, podem estar relacionados aos valores de clorofila *a* observados. Por exemplo, estudos anteriores demonstraram que a presença de *Spirogyra* sp. está associada ao aumento das concentrações de clorofila *a* (SEGATORE; TOWNSEND, 1984; YAN et al. 2018; LIU et al. 2017).

É importante considerar a complexidade das interações ecológicas presentes no ecossistema aquático em questão, bem como as diferentes estratégias adaptativas das espécies, antes de se fazer inferências sobre a produtividade primária com base em um único indicador, porém, é possível que a presença de *Spirogyra* sp. em nossas amostras tenha afetado os valores de clorofila *a* observados, apesar de não termos investigado sua abundância de forma mais aprofundada em nosso estudo.

Durante o período em que ocorreram as menores concentrações de clorofila *a* e os maiores valores de abundância de diatomáceas, observou-se uma diminuição da presença de *Spirogyra* sp. nos mesocosmos dos tratamentos. Esse declínio das *Spirogyra* sp. pode ter proporcionado condições favoráveis para o crescimento das

diatomáceas, tanto devido à liberação de espaço que os filamentos das *Spirogyra* sp. ocupavam nas lâminas, como pela redução da competição por recursos entre os organismos. Estudos anteriores também relataram a inibição do crescimento por parte de macroalgas (WANG et al. 2012; NANDINI; RAMESH, 2013; SHAO, 2017).

8. CONCLUSÕES

As variáveis físico-químicas da água aferidas nos distintos tipos de temperatura no tanque experimental, mostraram não haver diferenças significativas entre os tratamentos, entretanto, os de maior temperatura apresentaram maiores valores, onde em grande maioria, não sendo benéficas ao estabelecimento e desenvolvimento das diatomáceas.

Os valores de clorofila *a* nos diferentes tratamentos de temperatura não mostraram estar relacionados com a quantidade de diatomáceas presentes nas amostras coletadas. No entanto, esses valores podem estar associados à presença da macroalga *Spirogyra* sp., no qual foi frequentemente encontrada nas lâminas e, conseqüentemente, nos filtros.

As medições dos nutrientes revelaram baixos valores, indicando uma água oligotrófica. Além disso, não foram observadas tendências de crescimento ou diminuição relacionadas aos tratamentos. Portanto, a temperatura emerge como o principal fator variável, permitindo-nos avaliar com maior convicção sua interferência nos grupos algais estudados.

As condições de temperatura mais elevada afetaram negativamente a variedade de espécies presentes, que apesar da redução na diversidade, as espécies presentes podem estar mais igualmente distribuídas em temperaturas mais elevadas, sugerindo que algumas espécies podem estar se tornando mais dominantes à medida que a temperatura aumenta.

O estudo forneceu evidências claras de que o aumento da temperatura exerceu um impacto significativo sobre as comunidades de diatomáceas perifíticas em um tanque experimental da Mata Atlântica. Os resultados obtidos revelaram que o aumento da temperatura tem um impacto negativo na riqueza e diversidade das diatomáceas perifíticas, indicando uma maior sensibilidade desses organismos aos efeitos do aquecimento. Houve também uma diminuição na heterogeneidade de espécies à medida que a temperatura foi elevada. Observou-se que as diatomáceas apresentaram um maior crescimento e desenvolvimento em temperaturas próximas às faixas ótimas descritas na literatura. A consistência desses resultados com estudos anteriores reforça a importância da temperatura como um fator determinante

para a ecologia das diatomáceas, que têm preferência por águas mais frias. Essas descobertas ressaltam a necessidade de considerar as mudanças climáticas e o aumento da temperatura como fatores cruciais na dinâmica e na saúde dos ecossistemas aquáticos da Mata Atlântica.

O processo de colonização da comunidade de diatomáceas, revelou um estabelecimento por organismos considerados grandes nos dias iniciais do estudo, um padrão divergente entre os estudos, no qual *Fragilaria capucina*, apresentou os maiores números de abundância relativa ao longo de todo o período experimental, invertendo valores na dinâmica sucessional, com *Achnanthisidium tropicocatenatum*. No entanto, devido às suas preferências ecológicas distintas e adaptação ao meio, ambas as espécies foram capazes de coexistir nos tratamentos.

A análise dos dias iniciais de colonização revelou uma alta riqueza de espécies próximas aos substratos estéreis, que ofereciam condições favoráveis para o crescimento das diatomáceas. No entanto, ocorreu uma queda nesses valores de espécies posteriormente, provavelmente devido a mudanças nas condições ambientais e às interações entre as espécies. Próximo ao período de maturação da comunidade, observou-se um aumento na riqueza de espécies, o que está de acordo com estudos anteriores que indicam maior estabilidade nessa fase. No entanto, em nosso estudo, ao modificar e estressar as condições, prolongamos o período de observação e notamos uma nova queda na diversidade de espécies após a estabilização, indicando um reinício do processo de colonização. a redução da riqueza de espécies ao longo do tempo não necessariamente indica um declínio na qualidade ou na importância do perifíton. Em vez disso, pode refletir um processo natural de seleção e estabelecimento de espécies mais adaptadas às condições ambientais presentes no substrato e nos tratamentos em estudo.

Este estudo contribuiu evidenciando a importância crucial da temperatura na dinâmica das comunidades de diatomáceas perifíticas. Ao estressar esses organismos por meio de modificações experimentais, pudemos observar variações significativas ao longo do tempo. Esses resultados ressaltam a sensibilidade das diatomáceas às mudanças ambientais, onde os resultados do estudo em conjunto com as projeções do aquecimento global, inferimos que as diatomáceas e outros organismos aquáticos enfrentarão desafios crescentes à medida que as

temperaturas continuarem a aumentar.

Ressaltamos a relevância das diatomáceas em diversos vieses, além de serem algas são uma fonte vital de alimento para uma ampla variedade de organismos aquáticos, contribuindo para com a manutenção biodiversidade dos ambientes aquáticos. Logo, compreender como esses microrganismos respondem às variações térmicas é fundamental para prever os possíveis impactos das mudanças climáticas nos ecossistemas aquáticos. Além disso, esse estudo destaca a importância de estender as investigações e explorar de forma mais ampla os efeitos das condições ambientais nas comunidades de diatomáceas perifíticas, fornecendo subsídios valiosos para o manejo e conservação desses ecossistemas vitais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÁCS, E.; KISS, K.T. Colonization process of diatoms on artificial substrates in the River Danube near Budapest Hungary. **Hydrobiologia**, v. 269/270, p. 307-315, 1993.
- AKPOBORIE, I. A.; HASSAN, M. M. Seasonal variation of physicochemical parameters in Ikpoba River, Edo State, Nigeria. **Nigerian Journal of Basic and Applied Sciences**, v. 25, n. 2, p. 57-63, 2017.
- AMORIM, T. O.; MONTEIRO, M. I. Influence of temperature on electrical conductivity in a tropical river. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, n. 3, p. 73, 2016.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Panorama do enquadramento dos Corpos d'água. **Cadernos de recursos hídricos**. Brasília: ANA, 2007.
- ANDERSON, N. J. Miniview: Diatoms, temperature and climatic change. **European Journal of Phycology**, v. 35, n. 4, p. 307-314, 2000.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22^a edição. **Washington DC**: APHA, 2012.
- ARAUJO, M. C. de; OLIVEIRA, M. B M. de. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 3, p. 247-257, 2013.
- ARTS MT, BRETT MT, KAINZ MZ. Lipids in Aquatic ecosystems. **Springer - Verlag New York**, New York, 100 – 130 pp, 2009.
- ATKINSON, D. Temperature and organism size—a biological law for ectotherms? **Adv. Ecol. Res.**, v. 25, p. 1-54, 1994.
- ATKINSON, D. Effects of temperature on the size of aquatic ectotherms: **Exceptions to the general rule**. **J. Therm. Biol.**, v. 20, p. 61-74, 1995.
- AZIM, M. E.; ASAEDA, T. **Periphyton structure, diversity and colonization**. In: AZIM, M.E.; VERDEGEM, M.C.J.; VAN DAM, A.A.; BEDERIDGE, M.C.M. (Eds.). **Periphyton ecology, exploitation and management**. Cambridge: CABI Publishing. Capítulo 2, p. 15-33. 2005.
- AZIM, M.E., VERDEGEM, M.C.J., VAN DAM, A.A., Beveridge, M.C.M. **Periphyton: Ecology, Exploitation and Management**. CABI Publishing, **Cambridge**, UK, 2005.
- BAER, S. G.; KITCHEN, D. J. Temperature effects on pH in calcium-rich streams: field and experimental evidence. **Hydrobiologia**, v. 474, n. 1-3, p. 93-105, 2002.
- BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J. The forgotten lakes stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. **Verh. Internat. Verein. Limnol**, v. 27, n. 5, p. 1-11, 2002.

BATTARBEE, R. Abordagens paleolimnológicas às mudanças climáticas, com especial atenção ao registro biológico. **Revisões da ciência quaternária**, [S. l.], v.19, p.107–124, 2000.

BATTARBEE, R.W. **Diatom analysis and the acidification of lakes**. Phil. Trans. R. Soc. Lond., série B, [S. l.], v. 305, n.1124, p. 451–477, 1984.

BATTISTI, D. S., & NAYLOR, R. L. Historical warnings of future food insecurity with unprecedented seasonal heat. **Science**, 323, 240–244. 2008.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecologia: indivíduos, populações e comunidades**. Barcelona: Omega, 1988.

BEHNING, A. L. Zur Erforschung der am Flussboden der Wolga lebenden Organismen. Monogr. d. Biol. **Wolga-Stat. Nr. 1**. 398 p. 1924.

BESSE-LOTOTSKAYA, A. A. et al. Diversity patterns and ecological preferences of diatoms in the Arctic and Subarctic regions. **Journal of Paleolimnology**, v. 64, n. 1, p. 45-60, 2020.

BICUDO, C. E. M. & BICUDO, R.M.T. **Algas de águas continentais brasileiras: chave ilustrada para identificação de gêneros**. São Paulo: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências, 1970.

BICUDO, C.E.M. & MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação de gêneros**. 3ª ed. São Carlos: RiMa Editora, 2017.

BICUDO, D.C. & MENEZES, M. **Diatomáceas continentais brasileiras: gêneros e descrições**. São Carlos: RiMa Editora, 2021.

BIGGS, B.J.F. Patterns in benthic algae of streams. In: STEVENSON, R.J.; BOTHWELL, M.L.; LOWER, R. (Eds.). **Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems**. San Diego: Academic Press. p. 31-51. 1996.

BIGGS, B.J.F.; HICKEY, C.W. Impact of low conductivity on diatom community composition in New Zealand rivers. **Hydrobiologia**, v. 723, n. 1, p. 51-67, 2014.

BLANCO, S.; ECTOR, L.; VON OERTZEN, J.A. *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyta) valve ultrastructure, morphology and ecology, with a focus on the distribution in Argentina. **Cryptogamie, Algologie**, v. 32, n. 1, p. 39-60, 2011.

BODOC, V. et al. Environmental controls and geographical patterns in diatom life-cycle transitions. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 10, p. 1657-1672, 2016.

BONECKER, A.C.; BONECKER, S.L.C.; BASSANI, C. Plâncton marinho. In: CRESPO, R.; SOARES, A. (Orgs.). **Biologia marinha**. Rio de Janeiro: Interciência. p. 103-123, 2002.

BOONE, M.; JAMES, S. Aquatic and terrestrial mesocosms in amphibian ecotoxicology. **Applied Herpetology**, [S. l.], v. 2, p. 231–257, jan. 2005.

BOYD, P. W. et al. Biological ramifications of climate-change-mediated oceanic multi-stressors. **Nature Climate Change**, v. 5, p. 71–79, 2015.

BROWN, A. C.; HALSEY, J. A.; POULOS, H. M. Competitive exclusion of *Achnanthes* by *Fragilaria*: experimental and field evidence. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 10, p. 2077-2087, 2015.

BROWN, J. H. et al. Rumo a uma teoria metabólica da ecologia. **Ecology**, [S. l.], v. 85, p. 1771–1789, 2004.

BURLIGA, A. L.; KOCIOLEK, J. P. Diatoms (bacillariophyta) in rivers. In: Necchi Jr., O. (Ed.). **River Algae. Cham: Springer International Publishing**. p. 93-128. 2016.

BURLIGA, A. L.; SCHWARZBOLD, A. Perifíton: diversidade taxonômica e morfológica. In: SCHWARZBOLD, A.; BURLIGA, A. L.; TORGAN, L. C. (Eds.). **Ecologia do perifíton**. São Carlos: Rima. p. 1-6, 2013

BUTTERWICK, C.; HEANEY, S. I.; TALLING, J. F. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. **Freshwater Biology**, v. 50, p. 291-300, 2005.

CAQUET, T.; LAGADIC, L.; SHEFFIELD, S. R. Mesocosms in ecotoxicology: Outdoor aquatic systems. **Rev. Environ. Contam. Toxicol.** [S. l.], v. 165, p. 1–38, 2000.

CANADELL, J. G. et al. Global Carbon and other Biogeochemical Cycles and Feedbacks. In: MASSON-DELMOTTE, V. et al. (Eds.). **Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido e Nova York, EUA. p. 673-816. 2021.

CARRASCO-OROCIO, P. M., ACOSTA-RODRÍGUEZ, I., VALDERRAMA-FERNÁNDEZ, R., GUZMÁN-ARIAS, A., & BUITRÓN, G. Microalgal biofactories: A promising approach towards sustainable biotechnology. **Biotechnology Advances**, v. 50, p. 107793, 2021.

CARRIAS, J. F. et al. Distribution, size, and bacterial colonization of pico-and nano-detrital organic particles (DOP) in two lakes of different trophic status. **Limnology And Oceanography**, [S. l.], v. 47, n. 4, p. 1202-1209, jul. 2002.

CETTO, J. M. et al. Comunidade de algas perifíticas no reservatório de Iraí, estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Limnologia**, 45(2), 123-135, 2022.

CHEN, J. et al. Seasonal and spatial dynamics of dissolved oxygen in a large river system: Implications for management of riverine ecosystems. **Water Research**, v. 111, p. 161-170, 2017.

CHEN, Y. et al. Effects of suspended solids on diatom community structure in freshwater ecosystems. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n.

3, p. 2893-2902, 2019.

CHISTI, Y. Microalgae: our marine forests. Book reviews. In: RICHMOND, A. (Ed.). **Handbook of microalgal culture: biotechnology and applied phycology**. Oxford: Blackwell Science, 566p, 2004

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 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. Diário Oficial [da] União, n. 53, 18 mar, p. 58-63. 2005.

COUTU, S.; CARIGNAN, R. The combined effects of temperature and hypolimnetic oxygen depletion on the structure and functioning of lake ecosystems: a review. **Journal of Limnology**, v. 72, n. 2, p. 161-178, 2013.

COX, E. J. Diatoms, Diatomaceae (Bacillariophyceae s.l., Bacillariophyta). In W. Frey (Ed.), *Syllabus of plant families. A. Engler Syllabus der Pflanzenfamilien. 2/1 Photoautotrophic eukaryotic algae* (13a ed., pp. 64–103). Borntraeger. 2015.

CREPALDI, R. A.; OLIVEIRA, A. P.; SOUZA, R. S.; TAVARES, L. G.; AMARAL, L. R. Clima urbano de Londrina, Paraná. **Acta Scientiarum: Technology**, Maringá, v. 28, n. 1, p. 9-14, 2006.

De LAENDER, F., DE SCHAMPHELAERE, K., & JANSSEN, C. R. Temperature-dependent species interactions shape the responses of *Daphnia magna* populations to toxicant stress. **Environmental Science & Technology**, 41(11), 3997-4002. 2007.

DENICOLA, D. M. Periphyton responses to temperature. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (Eds.). **Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems**. San Diego: Academic Press. p. 149–181, 1998.

DENICOLA, D.M. Periphyton responses to temperature. In: STEVENSON, R.J., BOTHWELL, M.L. & LOWE, R.L. (Eds.). **Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems**, 149–181. Academic Press, San Diego. 1996.

DERNER, R.B. **Efeito de fontes de carbono no crescimento e na composição bioquímica das microalgas *Chaetoceros muelleri* e *Thalassiosira fluviatilis*, com ênfase no teor de ácidos graxos poliinsaturados**. 2006. 158p. Tese (Doutorado em Ciência dos Alimentos), UFSC, Florianópolis, 2006.

DODDS, W. K. **Freshwater ecology: concepts and environmental applications**. Academic Press, 2002.

DOWNING, J. A. et al. **Glob. Biogeochem. Cycles** 22, GB1018, 2008.

DURBIN, E. G. **Studies on the autecology of the marine diatom *Thalassiosira nordenskiöldii***. The influence of cell size on growth rate, and carbon, nitrogen, chlorophyll a and silica content. *Journal of Phycology*, v. 13, p. 150-155, 1977.

ECTOR, L.; RIMET, F. **Diatom communities as indicators of water quality in**

- small streams: the role of ecological factors and land use.** *Archiv für Hydrobiologie*, v. 157, n. 3, p. 393-411, 2003.
- ECTOR, L.; RIMET, F.; HOFFMANN, L. *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) and related taxa from the Southeastern United States and Puerto Rico. **Cryptogamie, Algologie**, v. 31, n. 2, p. 169-197, 2010.
- ELLIOTT, J. M.; HURLEY, M. A. A method for the assessment of the oxygen requirements of rivers for fish. **Freshwater Biology**, v. 45, n. 2, p. 221-234, 2000.
- ELORANTA, P.; KWANDRANS, J. Influence of environmental factors on species richness of littoral diatoms in lakes of different trophic status. **Hydrobiologia**, v. 533, n. 1-3, p. 77-86, 2005.
- EPPLEY, R. W. The growth and Culture of diatoms. In: WERNER, D. (Ed.). **The biology of diatoms**. Berkeley: University of California. p. 24-64. (Botanical Monographs, v. 13). 1977.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Inderciência, 2011.
- FARIA, D. M.; CARDOSO, L. S.; MOTTA-MARQUES, D. **Periphytic diatoms exhibit a longitudinal gradient in a large subtropical shallow lake.** *Inland Waters*, v. 5, p. 117-124, 2015.
- FARREL, T. M. Models and mechanisms of succession: an example from a rocky intertidal community. **Ecological Monographs**, v. 61, p. 95-113, 1991.
- FAUST, M. A.; GULATI, R. D. The Influence of Total Dissolved Solids on Phytoplankton Growth and Competition in Experimental Conditions. **Hydrobiologia**, v. 489, n. 1-3, p. 153-160, 2002.
- FELISBERTO, S.; RODRIGUES, L. Comunidade de algas perifíticas em reservatórios de diferentes latitudes. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (Orgs.). **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: RiMa, 2005. p. 97-114.
- FERNANDES, V. O. Perifiton: conceitos e aplicações da Limnologia à Engenharia. In: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M. (eds.). **Lições de Limnologia**. 1 ed. [S. l.], 2005.
- FONSECA, I. A.; RODRIGUES, L. R. Comunidade de algas perifíticas em distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum**, v. 27, p. 21-28, 2005.
- FOUILLAND, E.; MAS, S.; MOUNIER, S.; SOUCHU, P. Diatom biodiversity in the West-Central Pacific Ocean: towards a better understanding of diatom-oligotrophic environment relationships. **Vie et Milieu**, v. 57, n. 2, p. 83-96, 2007.
- FOY, R. H.; GIBSON, C. E. The influence of irradiance, photoperiod and temperature on the growth kinetics of three planktonic diatoms. **European Journal of Phycology**,

v. 28, n. 4, p. 203-212, 1993.

FRANCESCHINI, I. M. et al. Algas: **Uma abordagem Filogenética, Taxonômica e Ecológica**. Porto Alegre: Artmed, 2010.

FRIEDLINGSTEIN, P. et al. Global Carbon Budget 2022. **Earth System Science Data**, v. 14, n. 11, p. 4811-4900, 2022.

GAMMAL, M. A. M.; NAGEEB, M.; AL-SABEB, S. **Phytoplankton abundance in relation to the quality of the coastal water – Arabian Gulf, Saudi Arabia**. Fisheries Research Center, Eastern Province, Ministry of Environment, Water and Agriculture, Saudi Arabia b Center Laboratory for Aquaculture Research (CLAR), Agriculture Research Center (ARC), Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 43, p. 275-282, 2017.

GEORLETTE, D. et al. Some like it cold: biocatalysis at low temperatures. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 28, p. 25–42, 2004.

GEITLER, L. Cyanophyceae. In: RABENHORST, L. (Ed.). **Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz**. 2. Auflage. Leipzig: Akademische Verlagsgesellschaft. p. 1-1196, 1932.

GIORGIO, A.; DE BONIS, S.; GUIDA, M. Macroinvertebrate and diatom communities as indicators for the biological assessment of river Picentino (Campania, Italy). **Ecological Indicators**, v. 64, p. 85–91, 2016.

GRAHAM, L. E.; GRAHAM, J. M.; WILCOX, L. W.; COOK, M. E. **Algae. Third Edition**. LJLM Press, LLC, 2016.

GRAHAM, L. E.; WILCOX, L. W.; COOK, M. E. **Algae**. 2nd ed. Prentice Hall, 2000.

GRANUM, E.; RAVEN, J. A.; LEEGOOD, R. C. How do marine diatoms fix 10 billion tonnes of inorganic carbon per year? **Canadian Journal of Botany**, v. 83, p. 898–908, 2005.

GUO, L. P.; ZHANG, Y.; LI, W. C. Sustainable microalgae for the simultaneous synthesis of carbon quantum dots for cellular imaging and porous carbon for CO₂ capture. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 493, p. 257–264, 2017.

HÄDER, D.-P.; HELBLING, E.; WILLIAMSON, C.; WORREST, R. Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. **Photochemical & Photobiological Sciences**, v. 10, p. 242–260, 2011.

HAINZ, R.; WÖBER, C.; SCHAGERL, M. The relationship between Spirogyra (Zygnematophyceae, Streptophyta) filament type groups and environmental conditions in Central Europe. **Aquatic Botany**, v. 91, n. 3, p. 173-180, 2009.

HANSEN, H. P.; KOROLEFF, F. Determination of nitrate in seawater by flow injection analysis. In: GRASSHOFF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. (Eds.). **Methods of Seawater Analysis**. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH. p. 159-228. 1999.

HAPPEY-WOOD, C. M.; LANGE-BERTALOT, H. Freshwater diatoms from the Río Tahuamanu and Río Manuripi areas in northern Bolivia. **Iconographia Diatomologica**, v. 22, p. 1-214, 2013.

HESSEN, D. O.; ÅGREN, G. I. Aquatic organic matter and its significance for carbon and nutrient cycling. **Aquatic Sciences**, v. 64, n. 4, p. 1-2, 2002.

HILLEBRAND, H.; MATTHIESSEN, B. Biodiversity in a complex world: consolidation and progress in functional biodiversity research. **Ecology Letters**, v. 12, n. 12, p. 1405-1419, 2009.

HO, S. C. **Structure, species diversity and primary production of epiphytic algal communities in the Schöhsee (Holtein), West Germany**. Alemanha, Universidade de Kiel, 1979. 306 p. Tese de Doutorado.

HOAGLAND, K. D.; ROEMER, S. C.; ROSOWSKI, J. R. Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the diatoms (Bacillariophyceae). **American Journal of Botany**, v. 69, p. 188-213, 1982.

HOFMANN, G. et al. **Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa: Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische Praxis**. A.R.G. Gantner Verlag K.G., 2011.

HOQUE, M. A. et al. Assessment of the water quality of tropical rivers using statistical approaches: a case study of the Sangu River in Bangladesh. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 12, p. 748, 2018.

HUGHES, L. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, p. 56-611, 2000.

HUSTEDT, F. **Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz unter Berücksichtigung der übrigen Länder Europas sowie der angrenzenden Meeresgebiete**. Akademische Verlagsgesellschaft, 1930.

INGLETT, K. S., REDDY, K. R., & NEWMAN, S. Temperature sensitivity of nitrate release from sediments of a subtropical river. **Biogeochemistry**, v. 111, n. 1-3, p. 629-639, 2012.

IPCC. **Climate Change 2014: Synthesis Report. Contri-adesão dos Grupos de Trabalho I, II e III ao Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas**. IPCC, Genebra, 2014.

IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change**. Global Warming of 1.5° C: Summary for Policymakers. In: Masson-Delmotte V, Zhai P, Pörtner HO, et al (eds.) Global warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above preindustrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty. Geneva, World Meteorological Organization, p. 1-32, 2018.

IRWIN, A. J., NELLES, A. M., and Finkel, Z. V. Phytoplankton niches estimated from

field data. **Limnology and Oceanography**, v. 57, p. 787–797, 2012.

JACKSON, C. R. **Changes in community properties during microbial succession**. *Oikos*, v. 101, p. 444-448, 2003.

JAISWAL, K. K., et al. Photosynthetic microalgae–based carbon sequestration and generation of biomass in biorefinery approach for renewable biofuels for a cleaner environment. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 2021.

JEPPESEN, E. et al. Interaction of climate change and eutrophication. In: KERNAN, M.; BATTARBEE, R.; MOSS, B. (Eds.). **Climate Change Impacts on Freshwater Ecosystems**. Oxford, UK: Wiley-Blackwell. p. 119–151, 2010.

JONES, B. R.; LONG, B. M.; SMITH, R. A. Effects of *Fragilaria capucina* on the diversity and composition of diatom assemblages. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 33, n. 1, p. 59-69, 2018.

JØRGENSEN, E. G. The adaptation of plankton algae. II. Aspects of the temperature adaptation of *Skeletonema costatum*. **Physiologia Plantarum**, v. 21, p. 423–427, 1968.

KALE, A.; KARTHICK, B. The diatoms: Big significance of tiny glass houses. **Resonance**, v. 20, p. 919–930, 2015.

KEFFER, J. E.; KLEINHEINZ, G. T. Use of *Chlorella vulgaris* for CO₂ mitigation in a photobioreactor. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 29, p. 275–280, 2002.

KESHAVANATH, P. et al. Effects of bamboo substrate and supplemental feeding on growth and production of hybrid red tilapia fingerlings (*Oreochromis mossambicus* x *Oreochromis niloticus*). **Aquaculture**, v. 235, n. 14, p. 303-314, 2004.

KESHAVANATH, P. et al. Evaluation of Four Biodegradable Substrates for Periphyton and Fish Production. **Journal of Applied Aquaculture**, v. 24, n. 1, p. 60-68, 2012.

KIELING, D. D. **Enzimas, aspectos gerais**. Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, UFSC, Florianópolis, 2002.

KILHAM, S. S.; THERIOT, E. C.; FRITZ, S. C. Linking planktonic diatoms and climate change in the large lakes of the Yellowstone ecosystem using resource theory. **Limnology and Oceanography**, v. 41, p. 1052–1062, 1996.

KINGSTON, J. C.; BIRKS, H. J. B. **Dissolved organic carbon reconstructions from diatom assemblages in PIRLA project lakes, North America**. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, v. 327, p. 279–288, 1990.

KLAPPER, M. et al. Morphology, reproductive biology and mating system of the pennate diatom *Seminavis robusta*. **Journal of Phycology**, v. 57, n. 6, p. 1362-1374, 2021.

KORSMAN, T.; BIRKS, H. J. B. Diatom-based water chemistry reconstructions from northern Sweden: a comparison of reconstruction techniques. **Journal of Paleolimnology**, v. 15, p. 65-77, 1996.

KRITZBERG, E. et al. Warming and Browning of Lakes: Consequences for Pelagic Carbon Metabolism and Sediment Delivery. **Freshwater Biology**, v. 59, 2014.

KURODA, E. K. et al. **Determinação de clorofila pelo método espectrofotométrico visando o monitoramento da eficiência do tratamento de águas para abastecimento**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23. Anais... Campo Grande, 2005.

LAING, T. E.; SMOL, J. P. Late Holocene environmental changes inferred from diatoms in a lake on the western Taimyr Peninsula, northern Russia. **Journal of Paleolimnology**, v. 30, p. 231–247, 2003.

LAING, T. E.; SMOL, J. P. Late Holocene environmental changes inferred from diatoms in a lake on the western Taimyr Peninsula, northern Russia. **Journal of Paleolimnology**, v. 30, p. 231–247, 2003.

LAM, P. K.; LEI, A. Colonization of periphytic algae on artificial substrates in a tropical stream. **Diatom Research**, v. 14, n. 2, p. 307-322, 1999.

LAMANNA, C. et al. **Functional trait space and the latitudinal diversity gradient**. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 38, p. 13745-13750, 2014.

LAVOIE, I.; CAMPEAU, S. Benthic diatom colonization in newly created wetlands: A systematic review. **Environmental Reviews**, v. 28, n. 4, p. 394-407, 2020.

LEANDRINI, J. A. **Perifíton – diatomáceas e biomassa – em sistemas semilóticos da planície de inundação do alto rio Paraná**. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, 2006.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology. 2nd English Edition**, Elsevier, Amsterdam, 1998.

LEIRA, M.; FILIPPI, M. L.; CANTONATI, M. Diatom community response to extreme water-level fluctuations in two Alpine lakes: a core case study. **Journal of Paleolimnology**, v. 36, n. 1, p. 71-88, 2006.

LEVKOV, Z.; WILLIAMS, D. M. **The diatom genus *Fragilaria* (Bacillariophyta) from the Republic of Macedonia**. *Nova Hedwigia*, v. 90, n. 3-4, p. 371-409, 2010.

LEWIS, N. S.; NOCERA, D. G. **Powering the planet: Chemical challenges in solar energy utilization**. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 103, p. 15729–15735, 2006.

LI, B. Z.; LIU, L. **Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: Definitions, approaches and trends**. *Procedia Environmental Sciences*, v. 2, p.

1510–1524, 2010.

LITCHMAN, E.; KLAUSMEIER, C. A. Trait-based community ecology of phytoplankton. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 39, p. 615-639, 2008.

LIU, D.; LIU, G.; ZHANG, Y. Effects of temperature increase on water turbidity in a eutrophic lake. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 13, p. 9786-9796, 2015.

LIU, S.; ZENG, J.; LIU, R.; LI, Z. Changes in phytoplankton biomass and chlorophyll-a concentration in a eutrophic reservoir with and without a floating treatment wetland. **Ecological Engineering**, v. 103, p. 47-56, 2017.

LIU, C., WANG, J., CHEN, L., & LIU, T. Metabolic engineering of microalgae for high-value chemicals and biofuels production. **Trends in Biotechnology**, v. 39, n. 1, p. 12-25, 2021.

LOBO, E. A. et al. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 6, p. 354, 2015.

LOCKER, F. Die Phytoplanktonflora des nördlichen Zürichsees. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 45, n. 1-3, p. 331-450, 1950.

LOMBARDI, A. T.; WONG, C. Y.; JORDAN, R. W. Influence of environmental factors on pigment composition in a diatom: a seasonal study in coastal waters of the Mediterranean Sea. **Marine Ecology Progress Series**, v. 212, p. 47-61, 2001.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v. 12, p. 343, 1967.

LOTTER, A. F.; BIRKS, H. J. B. The separation of the influence of nutrients and climate on the varve time-series of Baldeggersee, Switzerland. **Aquatic Science**, v. 59, p. 362–375, 1997.

LOURENÇO, S. O. **Cultivo de Microalgas Marinhas: Princípios e Aplicações**. São Carlos: Rima Editora, 2006.

LOVERDE-OLIVEIRA, S.; SILVA, V. P. Perifíton associado a *Eichhonia azurea* na Baía do Coqueiro, Pantanal mato-grossense: produtividade e densidade. **Uniciências**, v. 10, p. 145-158, 2006.

LOWE, R. L.; PAN, Y. Benthic algal communities. In: WEHR, J. D.; SHEATH, R. G. (Eds.). **Freshwater Algae of North America**. 2nd ed. Vol. 5. Academic Press. p. 119-170, 2014

LU, X.; ZHANG, Y.; ZHU, L. The effect of pH on the growth of freshwater diatoms. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 8, p. 4847-4854, 2015.

LÜRLING, M.; BEEKMAN, W. Temperature and Light Requirements for Growth of

Benthic Diatoms in a Shallow Lake. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 42, n. 2, p. 199-207, 2006.

MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 2004.

MAHENDRA, J. Algae: Ulothrix, spirogyra, volvox. Competition **Science Vision**, 11(123):383, 2008

MARGALEF, R. Sucesión y evolución: su proyección biogeográfica. **Paleontología y Evolución**, v. 20, p. 7-26, 1986.

MARGALEF, R. 1969. Size of centric diatoms as an ecological indicator. Mitt. Internat. Verein. **Limnol.** v. 17, n. 1, p. 202–210, 1 jan. 1969.

MARÍA ARANGUREN-GASSIS, ELENA LITCHMAN, Thermal performance of marine diatoms under contrasting nitrate availability, **Journal of Plankton Research**, Volume 42, Issue 6, Pages 680–688, 12 nov. 2020.

MARKER, A. F. H. The use of acetone and methanol in the estimation of chlorophyll in the presence of phaeophytin. **Freshwater Biology**, v. 2, n. 4, p. 361–385, dez. 1972.

MARKER, A.F.H.; NUSH, E.A.; RAI, H & RIEMAN, B. The measurements of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations. **Arch. Hydrobiol. Beith. Ergbn Limnol.** V.14 pg 91-106. 1980.

MASON, N. W.; DE BELLO, F.; DOLEŽAL, J.; LEPSŠ, J.; NORDEN, N.; QUÉTIER, F. Functional traits in ecology: **a standardized approach for terrestrial ecosystem**. Oxford University Press, 2018.

MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 14, p. 217-232, 2010.

MATA, L.; GUEGAN, F.; BOUTIN, C. Microalgae for high-value compounds and biofuels production: A review with focus on process integration and environmental performance. **Bioresource Technology**, v. 319, p. 124178, 2021.

MAXWELL, K.; JOHNSON, G. N. Environmental factors affecting chlorophyll fluorescence in photosynthetic organisms. **Plant, Cell & Environment**, v. 40, n. 6, p. 849-873, 2017.

MEDLIN, L. K.; KASZMARSKA, I. Evolution of diatoms V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. **Phycologia**, v. 43, p. 245-270, 2004.

MESSYASZ, B.; KUCZYNSKA-KIPPEN, N. Periphytic algal communities: A comparison of *Typha Angustifolia* L. and *Chara Tomentosa* L. beds in three shallow lakes (West Poland). **Polish Journal of Ecology**, v. 54, n. 1, p. 15-27, 2006.

- MOES, M. et al. Gametogenesis and auxosporulation in *Asterionellopsis glacialis* (Bacillariophyceae). **European Journal of Phycology**, v. 51, n. 4, p. 383-392, 2016.
- MOLINO, A.; CERINO, F.; CARBONE, F. Harnessing microalgae for the production of high-value products. **Frontiers in Bioengineering and Biotechnology**, v. 9, p. 634579, 2021.
- MONITOR. **Climate and the natural environment**. Edited by C. Bernes. Uppsala: SNV, 1989.
- MONTAGNES, D. J. S.; FRANKLIN, M. Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: Reconsidering some paradigms. **Limnology and Oceanography**, v. 46, n. 8, p. 2008–2018, nov. 2001.
- MONTEIRO, F. F.; SILVEIRA, Ana Lúcia Nobre da. **Análise das mudanças de uso do solo e impactos climáticos: Estudo de caso no Bairro Dirceu Arcoverde em Teresina-PI**, 2013.
- MORA, C. et al. O momento projetado para o clima se afastar da variabilidade recente. **Nature**, v. 502, p. 183-187, 2013.
- MORAIS, M. G.; COSTA, J. A. V. Biofixation of carbon dioxide by *Spirulina* sp. and *Scenedesmus obliquus* cultivated in a three-stage serial tubular photobioreactor. **Journal of Biotechnology**, v. 129, p. 439-445, 2007.
- MORCELLI, A. V. **Aplicação de tecnologias de extração de clorofilas e carotenoides de microalgas e uso da biomassa microalgal na adsorção de metais pesados**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2021.
- MOSBY, A. F.; SMITH Jr., W. O. Phytoplankton growth rates in the Ross Sea, Antarctica. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 74, p. 157-171, 2015.
- NANDINI, S.; RAMESH, A. M. Algal competition in a eutrophic lake: A study from tropical India. **International Journal of Aquatic Science**, v. 4, n. 2, p. 77-90, 2013.
- NASCIMENTO, M. A.; SIMÕES, N. R. Características limnológicas de um lago oligotrófico no Pantanal do Mato Grosso, Brasil. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 12, n. 1, p. 9-19, 2015.
- NOAA - **National Centers for Environmental Information, State of the Climate: Monthly Global Climate Report for July 2022**, published online August 2022, retrieved on September 3, 2022, from <https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/monthly-report/global/202207/supplemental/page-2>
- ODUM, E.P. Ecologia. Brasil: **Interamericana**, 1985.
- O'GORMAN, P. A. Sensibilidade da precipitação tropical extremos às mudanças climáticas. **Nature Geoscience**, v. 5, p. 697 - 700, 2012.

OLENINA, I.; HAJDU, S.; EDLER, L.; ANDERSSON, A. Diatom pH optima in freshwaters revisited: an in situ pH approach. **Hydrobiologia**, v. 563, n. 1, p. 173-184, 2006.

OLSON, R. J., D. VAULOT, AND S. W. CHRISHOLM. Effects of environmental stresses on the cell cycle of two marine phytoplankton species. **Plant Physiol.** 80: 918–925, 1986.

OOHSE, S.; DERNER, R.B.; OZERIO, R.A.; CUNHA, P.C.R.; CLAUDIA, P.L. SANTOS, M.E.; MENDES, L.B.B. **Revisão: sequestro de carbono realizado por microalgas e florestas e a capacidade de produção de lipídios pelas microalgas.** INSULA, Florianópolis, n.36, p.39-74, 2007.

PAJUNEN, V.; LUOTO, M.; SOININEN, J. Unravelling direct and indirect effects of hierarchical factors driving microbial stream communities. **Journal of Biogeography**, v. 44, n. 10, p. 2376–2385, 23 jun. 2017.

PANITZ, C.M.N. **Estudo comparativo do perifiton em diferentes substratos artificiais na represa do Lobo (“Broa”), São Carlos- São Paulo.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos. 1980.

PARSONS, T. R.; STRICKLAND, J. D. H. Discussion of spectrophotometric determination of marine plankton pigments, with revised equations of ascertaining chlorophyll a and carotenoids. **Journal of Marine Research**, New Haven, v.21, n.3, p.155-163, 1963.

PASSY, S. I. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. **Aquatic Botany**, v. 86, p. 171-178, 2007.

PATRICK R. The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. **Limnology and Oceanography**, [S. l.], v. 16, p. 405–421, 1971.

PBMC. **Contribuição do Grupo de Trabalho 2 ao Primeiro Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas.** Sumário Executivo do GT2. PBMC, Rio de Janeiro, Brasil. 28 p, 2013.

PFISTER, P.; WETZEL, C. E. *Achnantheidium lineare* (Bacillariophyceae): valve morphology, type of attachment and ecology. **Journal of Phycology**, v. 37, n. 3, p. 393-403, 2001.

PIENITZ, R.; SMOL, J. P.; BIRKS, H. J. B. Assessment of freshwater diatoms as quantitative indicators of past climatic change in the Yukon and Northwest Territories, Canada. **Journal of Paleolimnology**, v. 13, n. 1, p. 21–49, jan. 1995.

PIÑEIRO DI BLASI, J. I.; MARTÍNEZ TORRES, J.; GARCÍA NIETO, P. J.; ALONSO FERNÁNDEZ, J. R.; DÍAZ MUÑIZ, C.; TABOADA, J. Analysis and detection of outliers in water quality parameters from different automated monitoring stations in the Miño river basin (NW Spain). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 60–66, 2013.

POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Macrófitas aquáticas e perifíton: Aspectos ecológicos e metodológicos. **Rima Editora**, São Carlos: 136 p. 2003.

POTAPOVA, M.; CHARLES, D. F. Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 8, p. 1311-1328, 2003.

PTACNIK, R.; LITCHMAN, E.; HESSEN, D. O. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater phytoplankton analysis. **Hydrobiologia**, v. 653, n. 1, p. 3-18, 2010.

RAHIMI, A.; BAY, S. A long-term assessment of water quality parameters in a semi-arid region river system. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 11, p. 581, 2017.

RAO, K. R. S. S., GANGADHARAN, D., SARADA, R., RAVISHANKAR, G. A., & SENTHILKUMAR, R. Microalgal biorefinery approach for production of biodiesel and omega-3 fatty acids. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 136, p. 110426, 2021.

RAVEN J.A.; GEIDER R.J. Temperature and algal growth. **New Phytol.**, 110: 441–461, 1988.

RAVEN, J. A. et al. What fraction of the organic carbon in sacoglossans is obtained from photosynthesis by kleptoplastids? An investigation using the natural abundance of stable carbon isotopes. **Marine Biology**, v. 138, n. 3, p. 537–545, 19 mar. 2001.

REID, G. K.; WOOD, R. D. **Ecology of Inland waters and Estuaries**. 2.ed. New York: Van Nostrand, 485 p. 1976.

RELATÓRIO ANUAL DE DESMATAMENTO 2022 - São Paulo, Brasil - **MapBiomass**, 2023 - 125 páginas <http://alerta.mapbiomas.org>

REYNOLDS, C. S. Ecology of Phytoplankton. **Cambridge University Press**, 2006.

REYNOLDS, Colin S. The ecology of freshwater phytoplankton. **Cambridge University Press**, 1994.

RIBEIRO, M. L.; MENEZES, M. Caracterização limnológica de uma lagoa na Mata Atlântica, RJ, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 416-425, 2012.

RIMET, F., BOUCHEZ, A., e MONTUELLE, B. Tolerance values of diatom species assemblages in rivers. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 5, p. 1162-1169, 2009.

RIMET, F.; BOUCHEZ, A. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in **European rivers**. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, n. 406, p. 01, 2012.

ROCHA, J. P., SILVA, A. F., SOUZA, T. R., & SANTOS, E. P. Sucessão temporal de diatomáceas perifíticas em um lago. **Revista Brasileira de Ecologia**, 10(2), 55-64, 2018.

RODRIGUES, L. Ecologia das comunidades de algas em ecossistemas aquáticos continentais. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S. M. (Eds.). **Ecologia das comunidades de plantas em ambientes aquáticos**. São Carlos: Rima Editora, 2004.

RODRIGUES, L.; BICUDO, D. C.; MOSCHINI-CARLOS V. O papel do perifiton em áreas alagáveis e nos diagnósticos ambientais. In: Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. S.M. Thomaz and L.M. Bini (eds.), Maringá, **Eduem**, p. 211- 229, 2003.

RODRIGUES, S.C. **Estudo comparativo da estrutura da comunidade fitoplanctônica na foz dos rios formadores do delta do Jacuí, Rio Grande do Sul**, Brasil. 2012. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

ROUND, F. E. The problem of reduction of cell size during diatom cell division. **Nova Hedwigia** 23,291-303, 1972.

ROUND, F. E. The diatom genus Pinnularia. Part I. New taxa in the sectio pinnularia. **Nova Hedwigia**, v. 23, n. 1, p. 1-44, 1972.

ROUND, F. E., CRAWFORD, R. M., & MANN, D. G. The diatoms: biology and morphology of the genera. **Cambridge University Press**, 1990.

ROWE, C. L.; DUNSON, W. A. The Value of Simulated Pond Communities in Mesocosms for Studies of Amphibian Ecology and Ecotoxicology. **Journal of Herpetology**, v. 28, n. 3, p. 346, set. 1994.

RÜHLAND, K. M.; PATERSON, A. M.; SMOL, J. P. Lake diatom responses to warming: reviewing the evidence. **Journal of Paleolimnology**, v. 54, n. 1, p. 1–35, 4 abr. 2015.

SAHIN, F., & ÇELEKLI, A. Effects of temperature and light on growth, chlorophyll-a and carotenoid content of a freshwater diatom, *Cyclotella meneghiniana*. **Fresenius Environmental Bulletin**, 26(8), 4875-4881, 2017.

SANTORO, M. L., FREIRE, M. G. M., & MENEZES, M. Effects of pH on the growth of benthic diatoms from a tropical stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 18(3), 245-253, 2006.

SARAF, C.; DUTT, K. Oleaginous potential of indigenously isolated fresh water microalgae for biofuel production. **International Journal of Sustainable Energy**, p. 1–18, 22 ago. 2020.

SAROS, J. E., INTERLANDI, S. J., & WOLFE, A. P. Recent decreases in aquatic diatom abundance and diversity in the upper Midwest, USA. **Limnology and Oceanography**, 48(5), 2011-2019, 2013.

SATO, S., IMANISHI, S., & FUKUSHIMA, T. Diatom flora in low-conductivity rivers in Japan. **Journal of Japanese Botany**, 88(5), 313-326, 2013.

SATO, S. et al. Recognition of gametes in the marine centric diatom *Chaetoceros laevis* (Bacillariophyta) by gamete-specific substances. **Journal of Phycology**, v. 47, n. 5, p. 1155-1162, 2011.

SAYRE, R. Microalgae: The Potential for Carbon Capture. **BioScience**, v. 60, n. 9, p. 722–727, out. 2010.

SARWER, A. et al. Algal biomass valorization for biofuel production and carbon sequestration: a review. **Environmental Chemistry Letters**, 15 jun. 2022.

SCHINDLER, D. W. et al. Consequences of climate warming and lake acidification for UV-B penetration in North American boreal lakes. **Nature**, v. 379, n. 6567, p. 705–708, fev. 1996.

SCHNECK, F.; MELO, A. S. Hydrological disturbance overrides the effect of substratum roughness on the resistance and resilience of stream benthic algae. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 8, p. 1678–1688, 14 jun. 2012.

SCHWARZBOLD, A. Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifíton. **Acta Limnologica Brasiliensia**, São Paulo, v.3, p.545-592, 1990.

SEGATORE, S. R., & TOWNSEND, C. R. The effect of *Spirogyra* on phytoplankton and water quality in ponds. **Freshwater Biology**, 14(6), 571-580, 1984.

SHANNON, C. E. A Mathematical Theory of Communication. **Bell System Technical Journal**, v. 27, n. 3, p. 379–423, 1948.

SHAO, K., LIU, G., & HUANG, X. Effects of *Spirogyra* on the growth and competitive ability of *Microcystis aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*. **Environmental Science and Pollution Research**, 24(10), 9508-9518, 2017.

SHARMA, S., & BHATTACHARYA, B. Effect of temperature on electrical conductivity of groundwater. **Environmental Monitoring and Assessment**, 191(3), 153, 2019.

SCHINDLER, D. W. et al. Consequences of climate warming and lake acidification for UV-B penetration in North American boreal lakes. **Nature**, v. 379, n. 6567, p. 705–708, fev. 1996.

SHUKLA, S. P. et al. Atmospheric Carbon Sequestration Through Microalgae: Status, Prospects, and Challenges. **Agro-Environmental Sustainability**, p. 219–235, 2017.

SILVA, A. J., VILHENA, D. A., & SOUZA, R. S. Variabilidade climática em Londrina. **Revista Brasileira de Climatologia**, 7(2), 103-116. DOI: 10.5433/2176-6223.2013v7n2p103. 2013.

SIMON, D.; HELLIWELL, S. Extraction and quantification of chlorophyll a from freshwater green algae. **Water Research**, v. 32, n. 7, p. 2220–2223, jul. 1998.

- SIMPSON, E. H. Measurement of Diversity. **Nature**, v. 163, n. 4148, p. 688–688, abr. 1949.
- SLÁDEČKOVÁ, A. Limnological investigation methods for the periphyton (“Aufwuchs”) Community. **The Botanical Review**, v. 28, n. 2, p. 286–350, abr. 1962.
- SMITH, D. W., WILLBY, N. J., & MOSS, B. The competitive exclusion of diatom species: a model of competitive abilities in the planktonic diatom *Asterionella formosa*. **Limnology and Oceanography**, 55(6), 2279-2291. 2010.
- SMITH, J. D., & JOHNSON, R. A. Effects of temperature on electrical conductivity in freshwater systems. **Environmental Monitoring and Assessment**, 144(1-3), 347-356. 2008.
- SMITH, V. H. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. **Science**, v. 221, n. 4611, p. 669–671, 12 ago. 1983.
- SMOL, J. P., & STOERMER, E. F. The diatoms: applications for the environmental and earth sciences (2nd ed.). **Cambridge University Press**, 2010.
- SMOL, J. P.; CUMMING, B. F. Tracking long-term changes in climate using algal indicators in lake sediments. **Journal of Phycology**, v. 36, n. 6, p. 986–1011, 14 dez. 2000.
- SOININEN, J.; MCDONALD, R.; HILLEBRAND, H. The distance decay of similarity in ecological communities. **Ecography**, v. 30, n. 1, p. 3–12, fev. 2007.
- SOURNIA, A. Form and function in marine phytoplankton. **Biological Reviews**, v. 57, n. 3, p. 347–394, ago. 1982.
- SOUSA, M. A. A., LUCENA, F. M. P., & VIEIRA, R. G. (2011). The effect of temperature on the growth rate, pigment content and cell composition of the diatom *Chaetoceros calcitrans* cultured under monochromatic light. **Brazilian Journal of Oceanography**, 59(2), 113-120. 2011.
- SOUSA, M. M. M., SILVA, L. F. M., OLIVEIRA, M. G. A., & COSTA, L. A. M. Colonização e sucessão de comunidades perifíticas em diferentes habitats aquáticos. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 24(4), 435-446. 2012.
- SOUZA, G. P., & BARBOSA, F. A. Caracterização limnológica de um reservatório oligotrófico no Nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 21(2), 426-437. 2016.
- SPEARMAN, C. The proof and measurement of association between two things. **The American Journal of Psychology**, v. 15, n. 1, p. 72-101, 1904.
- STENGER-KOVÁCS, C., & PADISÁK, J. Substratum specificity of freshwater benthic diatom assemblages: evidence from field and laboratory experiments. **Journal of Applied Phycology**, 27(2), 709-717. 2015.
- STEPHENS, E., ROSS, I. L., KING, Z., MUSSGNUM, J. H., KRUSE, O., POSTEN, C., BOROWITZKA, M. A., & HANKAMER, B. An economic and technical evaluation

of microalgal biofuels. **Nature Biotechnology**, v. 28, n. 2, p. 126–128, fev. 2010.

STEVENSON, R. J. An introduction to algae ecology in freshwater benthic habitats. In R. J. Stevenson, M. L. Bothwell, & R. L. Lowe (Eds.), *Algal ecology in freshwater benthic ecosystems* (pp. 3-30). **Academic Press**. 1996.

STEVENSON, R. J., & BAHLS, L. L. Periphyton of freshwater ecosystems. In J. P. Smol, H. J. B. Birks, & W. M. Last (Eds.), *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments: Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators* (pp. 187-224). Springer. 1999.

STOERMER, E. F., & SMOL, J. P. *The Diatoms: Application for the Environmental and Earth Sciences*. **Cambridge University Press**. 1999.

SUI, J., et al. The effects of temperature on the growth, pigmentation and photosynthesis of a marine diatom, *Chaetoceros gracilis*. **Aquaculture**, 426-427, 164-171, 2014.

SUN, C., WANG, Y., & ZHANG, F. Dynamic analysis of phytoplankton community characteristics in Daya Bay, China. **Acta Ecologica Sinica**, 26(12), 3948–3958. 2006.

TANG, Y., et al. Effects of *Spirogyra* spp. on phytoplankton community and photosynthesis in a eutrophic lake. **Water, Air, & Soil Pollution**, 226(5), 1-11. 2015.

TANIWAKI, R. H. et al. Climate change and multiple stressors in small tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 793, n. 1, p. 41–53, 8 jul. 2016.

TAYLOR, J. C. et al. **An illustrated guide to some common diatom species from South Africa**. Gezina, South Africa: Water Research Commission, 2007.

THOMAS, M. K. et al. A Global Pattern of Thermal Adaptation in Marine Phytoplankton. **Science**, v. 338, n. 6110, p. 1085–1088, 23 nov. 2012.

THOMPSON, P. A.; GUO, M.; HARRISON, P. J. Effects of variation in temperature. I. On the biochemical composition of eight species of marine phytoplankton. **Journal of Phycology**, v. 28, n. 4, p. 481–488, ago. 1992.

TKEMALADZE, G. Sh., & MAKHASHVILI, K. A. Climate changes and photosynthesis. **Annals of Agrarian Sciences**, 14(2), 119–126. 2016.

TOWNSEND, S. A.; GELL, P. A. The Role of Substrate Type on Benthic Diatom Assemblages in the Daly and Roper Rivers of the Australian Wet/Dry Tropics. **Hydrobiologia**, v. 548, n. 1, p. 101–115, out. 2005.

TRANVIK, L. J. et al. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. **Limnology and Oceanography**, v. 54, n. 6part2, p. 2298–2314, nov. 2009.

TUJI, A., & WILLIAMS, D. M. *Fragilaria capucina* (Desmazières) Lange-Bertalot: observations on a little-known diatom species. **Diatom Research**, 21(2), 387-396. 2006.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos. 632 p. 2008.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO- UFRJ. **Definição e caracterização de técnicas de análise de turbidez**. Disponível em: <http://www.ufrj.br/institutos/it/de/acidentes/turb.htm>. Acesso em: 2013.

VADEBONCOEUR, Y.; STEINMAN, A. D. Periphyton Function in Lake Ecosystems. **The Scientific World JOURNAL**, v. 2, p. 1449–1468, 2002.

VALENTIN, J. L. Ecologia numérica. Rio de Janeiro: **Interciência**. 2000.

VAN DAM, A. A., et al. The potential of fish production based on periphyton. **Reviews In Fish Biology and Fisheries**, v. 12, n. 1, p. 1–31, 2002.

VAN DAM, H.; MERTENS, A.; SINKELDAM, J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 28, n. 1, p. 117–133, mar. 1994.

VAN DE VIJVER, B., BEYENS, L., & LANGE-BERTALOT, H. The genus *Achnantheidium* Kützing (Bacillariophyta) in the Western Balkan area. **Bibliotheca Diatomologica**, (50), 1-186. 2004.

VAN DONK, E.; KILHAM, S. S. Temperature effects on silicon- and phosphorus-limited growth and competitive interactions among three diatoms1. **Journal of Phycology**, v. 26, n. 1, p. 40–50, mar. 1990.

VERITY, P. G. Effects of temperature, irradiance, and daylength on the marine diatom *leptocylindrus danicus* cleve. I. Photosynthesis and cellular composition. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 55, n. 1, p. 79–91, out. 1981.

VIEIRA, D. B.; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, p. 57–65, 2007.

VITOUSEK, P. M. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. **Ecology**, v. 75, n. 7, p. 1861–1876, out. 1994.

WALKER, B.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Original Articles: Plant Attribute Diversity, Resilience, and Ecosystem Function: The Nature and Significance of Dominant and Minor Species. **Ecosystems**, v. 2, n. 2, p. 95–113, 1 mar. 1999.

WANG, H., et al. Effects of temperature on turbidity and algal blooms in a lake system. **Environmental Science and Pollution Research**, 24(3), 3093-3103. 2017.

WANG, J., et al. Effects of temperature on the growth, pigment content, and photosynthesis of the marine microalga *Isochrysis zhangjiangensis* (Haptophyta). **PloS One**, 11(5), e0156418. 2016.

WANG, X., et al. Effects of nutrient reduction and an algicidal agent on the

succession of the phytoplankton community in a eutrophic lake. **Water Research**, 46(13), 4264-4274. 2012.

WATANABE, T. Perifiton: comparação de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas. **Acta Limnol. Brasil**. v.3, p. 793- 615. 1990.

WEIDMAN, P. R. et al. Interactive effects of higher temperature and dissolved organic carbon on planktonic communities in fishless mountain lakes. **Freshwater Biology**, v. 59, n. 5, p. 889–904, 8 jan. 2014.

WETZEL, C. E. et al. *Fragilariforma javanica* comb. nov.: analysis of type material of a widely reported species with a tropical distribution. **Diatom Research**, v. 28, n. 4, p. 373–379, dez. 2013.

WETZEL, R. G. **Limnology**, 2nd ed. Philadelphia: Saunders Company. 1983

WETZEL, R. G. **Limnology**: lake and river ecosystems. Academic Press. 2011.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. Limnological Analyses. **Springer Science & Business Media** 2000.

FINDENEGG, I. Untersuchungen über die Ökologie und die Produktionsverhältnisse des Planktons im Kärntner Seengebiet. **Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**, v. 43, n. 4-6, p. 368–429, 1943.

WILHELM, C. et al. The Regulation of Carbon and Nutrient Assimilation in Diatoms is Significantly Different from Green Algae. **Protist**, v. 157, n. 2, p. 91–124, jun. 2006.

WINTER, J. G.; DUTHIE, H. C. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n. 1, p. 32–49, mar. 2000.

WOODWARD, G.; PERKINS, D. M.; BROWN, L. E. Climate change and freshwater ecosystems: impacts across multiple levels of organization. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1549, p. 2093–2106, 12 jul. 2010.

XU, R.; MI, Y. Simplifying the Process of Microalgal Biodiesel Production Through In Situ Transesterification Technology. **Journal of the American Oil Chemists' Society**, v. 88, n. 1, p. 91–99, 19 ago. 2010.

YAN, Q., YAO, Q., KANG, L., & LI, Y. The effect of macroalgae and phytoplankton on chlorophyll a concentration in a eutrophic freshwater lake. **Environmental Science and Pollution Research**, 25(32), 32223-32232. 2018.

YODER, J. A. Effect of temperature on light-limited growth and chemical composition of *Skeletonema costatum* (bacillariophyceae) 1. **Journal of Phycology**, v. 15, n. 4, p. 362–370, dez. 1979.

ZHOU, W. et al. Bio-mitigation of carbon dioxide using microalgal systems: Advances and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 1163–1175, set. 2017.

ZOHARY, T.; OSTROVSKY, I. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. **Inland Waters**, v. 1, n. 1, p. 47–59, 1 abr. 2011.

APÊNDICES

<i>Hantzschia</i>	0,00%	0,00%	0,16%	0,00%	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Halamphora montana</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Iconella</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,13%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,02%	0,00%
<i>Luticola</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,23%	0,00%	0,18%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Navicula</i>	0,00%	0,00%	1,01%	0,00%	0,15%	0,18%	0,13%	0,21%	0,09%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Neidium</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Nitzschia amphibia</i>	13,47%	13,48%	20,75%	1,63%	16,20%	18,66%	3,27%	4,91%	9,91%	1,94%	0,00%	0,16%	0,03%	2,59%
<i>Pinnularia</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	1,64%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Placoneis</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,08%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Sellaphora</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Staurosirella cf. pinnata</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Tryblionella</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,08%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Ulnaria ulna</i>	4,66%	0,15%	0,86%	0,00%	0,53%	0,06%	0,04%	0,03%	0,00%	0,16%	0,00%	0,08%	0,00%	0,43%
ESPÉCIES	DIAS DE COLONIZAÇÃO (30 °C)													
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
<i>tropicotenatum</i>	11,58%	39,46%	53,58%	5,38%	17,52%	40,93%	81,40%	26,18%	5,55%	43,71%	84,17%	28,00%	39,46%	12,28%
<i>A. lindheimeri</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,14%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Amphora ovalis</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Caloneis sp1.</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Caloneis bacillum</i>	0,70%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Capartogramma</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,12%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Craticula ambigua</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Cocconeis</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>D. confervacea</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	21,81%	1,53%	0,24%	0,41%	0,31%	1,73%	0,00%	0,35%	0,36%	0,74%
<i>Discotella stelligera</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,01%	0,31%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,12%
<i>Diploneis</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,60%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Encyonopsis</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Eunotia sp1.</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,10%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,03%	0,00%
<i>Eunotia sp2.</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Fragillaria capucina</i>	71,23%	46,99%	32,68%	89,24%	48,99%	55,92%	16,82%	71,97%	92,85%	54,00%	15,09%	71,12%	58,61%	85,73%

<i>Tryblionella</i>	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Ulnaria ulna</i>	1,98%	0,00%	0,07%	0,25%	0,00%	0,05%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,12%	0,00%	0,00%

Apêndice B. médias de porcentagem de abundância relativa das espécies por tratamentos de temperatura.

Espécies	TRATAMENTO 1 - 28 °C	TRATAMENTO 2 - 30 °C	TRATAMENTO 3 - 32 °C
<i>tropicotenatum</i>	49,35%	44,05%	39,15%
<i>A. lindheimeri</i>	0,0041%	0,0014%	0,0000%
<i>Amphora ovalis</i>	0,0020%	0,0000%	0,0000%
<i>Caloneis sp1.</i>	0,0020%	0,0000%	0,0000%
<i>Caloneis bacillum</i>	0,0000%	0,0028%	0,0000%
<i>Capartogramma</i>	0,0000%	0,0014%	0,0000%
<i>Craticula ambigua</i>	0,0000%	0,0028%	0,0000%
<i>Cocconeis</i>	0,2084%	0,0028%	0,0278%
<i>D. confervacea</i>	7,5704%	0,7432%	1,5027%
<i>Discotella stelligera</i>	0,0020%	0,0127%	0,0122%
<i>Diploneis</i>	0,0020%	0,0000%	0,0000%
<i>Encyonema silesiacum</i>	0,0143%	0,0084%	0,0011%
<i>Encyonopsis</i>	0,0000%	0,0000%	0,0056%
<i>Eunotia sp1.</i>	0,0715%	0,0211%	0,0156%
<i>Eunotia sp2.</i>	0,0000%	0,0000%	0,0022%
<i>Fragillaria capucina</i>	34,8511%	53,3262%	54,8955%
<i>Fragillaria javanica</i>	0,0123%	0,0000%	0,0044%
<i>Frustulia</i>	0,0000%	0,0000%	0,0011%
<i>Gomphonema lagenula</i>	0,3922%	0,3547%	1,0892%
<i>Gomphonema sp1.</i>	0,0633%	0,0239%	0,0189%
<i>Gomphonema sp2.</i>	0,0286%	0,0113%	0,0211%
<i>Gomphonema sp3.</i>	0,0000%	0,0070%	0,0000%
<i>Gomphonema sp4.</i>	0,0735%	0,0253%	0,1134%
<i>Gomphonema sp5.</i>	0,0000%	0,0141%	0,0111%
<i>Gomphonema sp6.</i>	0,0490%	0,0028%	0,0122%

<i>Gogorevia</i>	0,0020%	0,0000%	0,0022%
<i>Hantzschia</i>	0,0102%	0,0056%	0,0022%
<i>Halamphora montana</i>	0,0000%	0,0014%	0,0011%
<i>Iconella</i>	0,0082%	0,0000%	0,0000%
<i>Luticola</i>	0,0143%	0,0028%	0,0056%
<i>Navicula</i>	0,1512%	0,0169%	0,0445%
<i>Neidium</i>	0,0000%	0,0000%	0,0011%
<i>Nitzschia amphibia</i>	7,0025%	1,3232%	2,9887%
<i>Pinnularia</i>	0,0082%	0,0000%	0,0000%
<i>Placoneis</i>	0,0020%	0,0000%	0,0233%
<i>Sellaphora</i>	0,0020%	0,0000%	0,0000%
<i>Staurosirella cf. pinnata</i>	0,0020%	0,0000%	0,0000%
<i>Tryblionella</i>	0,0020%	0,0000%	0,0000%
<i>Ulnaria ulna</i>	0,0940%	0,0422%	0,0478%

Apêndice C. Valores das 04 aferições dos parâmetros físico-químicos da água por tratamentos de temperatura.

PARÂMETRO	Tanque - 20 °C	T1 - 28 °C	T2 - 30 °C	T3 - 32 °C
Potencial Hidrogeniônico	6,77	5,81	5,920	5,928
	10,76	10,474	11,044	11,302
	8,99	9,686	10,042	10,068
	7,90	9,114	9,368	9,728
Potencial de Oxidação (mV)	199	310	291,6	315,6
	241	235,2	212,6	205,4
	346	282,6	269,2	266,4
	271	237,8	227	221,4
Condutividade Elétrica (µS/cm)	0,101	0,203	0,167	0,138
	0,132	0,258	0,187	0,213

	0,134 0,132	0,260 0,195	0,177 0,167	0,194 0,197
Turbidez (NTU)	18,1 9,5 11,4 5,1	26,1 5,3 29,8 6,9	18,5 3,3 17,6 33,1	25,9 10,4 21,6 45,5
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	10,63 20,33 13,17 14,82	4,02 9,42 7,18 10,51	6,21 12,94 9,27 9,19	5,74 13,84 10,04 12,76
%	124,6 236,4 143,6 169,1	51,35 123,72 93,04 138,6	77,78 174,94 121,92 153,46	74,26 186,02 135,00 172,54
Sólidos Totais Dissolvidos (g/L)	0,065 0,086 0,087 0,086	0,102 0,167 0,171 0,127	0,109 0,122 0,115 0,108	0,090 0,138 0,126 0,128

Apêndice D1. Prancha das espécies registradas: **01** - *Achnanthydium tropicocatenatum*; **02** - *Amphipleura lindheimeri*; **03** - *Amphora ovalis*; **04** - *Caloneis* sp1.; **05** - *Caloneis bacillum*; **06** - *Capartogramma ambigua*; **07** - *Craticula ambigua*; **08** - *Cocconeis* sp.; **09** - *Diadesmis confervacea*; **10** - *Discotella stelligera*; **11** - *Diploneis* sp.; **12** - *Encyonema silesiacum*; **13** - *Encyonopsis* sp.; **14** - *Eunotia* sp1.



Apêndice D2. Prancha das espécies registradas: **15** - *Eunotia* sp2.; **16** - *Fragilaria capucina*.; **17** - *Fragilaria javanica*; **18** - *Frustulia* sp.; **19** - *Gogorevia exilis*.; **20** - *Gomphonema lagenula*; **21** - *Gomphonema* sp1.; **22** - *Gomphonema* sp2.; **23** - *Gomphonema* sp3.; **24** - *Gomphonema* sp4.; **25** - *Gomphonema* sp5.; **26** - *Gomphonema* sp6.; **27** - *Hantzschia* sp.; **28** - *Iconella*.



Apêndice D3. Prancha das espécies registradas: **29** – *Luticola* sp.; **30** - *Navicula* sp.; **31** – *Nitzschia amphibia*; **32** - *Pinnularia* sp.; **33** - *Placoneis* sp.; **34** – *Sellaphora* sp.; **35** – *Staurosirella* cf. *pinnata*; **36** – *Tryblionella* sp.; **37** - *Ulnaria ulna*.

