

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre

Marina Isabela Bessa da Silva

Respostas do plâncton e da qualidade da água sob ameaças frequentes em lagos tropicais: um estudo de caso na lagoa Carioca (Médio Rio Doce, Minas Gerais)

Belo Horizonte

2021

Marina Isabela Bessa da Silva

**Respostas do plâncton e da qualidade da água sob ameaças frequentes em lagos tropicais:  
um estudo de caso na lagoa Carioca (Médio Rio Doce, Minas Gerais)**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. José Fernandes Bezerra-Neto

Coorientadora: Profa. Dra. Luciana Pena Mello Brandão

Belo Horizonte

2021



043

Silva, Marina Isabela Bessa da.

Respostas do plâncton e da qualidade da água sob ameaças frequentes em lagos tropicais: um estudo de caso na lagoa Carioca (Médio Rio Doce, Minas Gerais) [manuscrito] / Marina Isabela Bessa da Silva. – 2021.

72 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr. José Fernandes Bezerra-Neto. Coorientadora: Profa. Dra. Luciana Pena Mello Brandão.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Eutrofização. 3. Qualidade da Água. 4. Pluviometria. 5. Plâncton. 6. Clima Tropical. I. Bezerra-Neto, José Fernandes. II. Brandão, Luciana Pena Mello. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



**Ata da Defesa de Dissertação**

Nº 418

Entrada: 2019/1

**Marina Isabela Bessa da Silva**

No dia 23 de agosto de 2021, às 14:00 horas, por videoconferência, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Marina Isabela Bessa da Silva, intitulada: **“Respostas do plâncton e da qualidade da água sob ameaças frequentes em lagos tropicais: um estudo de caso na lagoa Carioca (Médio Rio Doce, Minas Gerais)”**. Abrindo a sessão, o(a) orientador(a) e Presidente da Comissão, Doutor(a) José Fernandes Bezerra Neto, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Daniel Marchetti Maroneze (UFMG), Luciana Gomes Barbosa (UFPB) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;

Reavaliação da dissertação com avaliação pelos membros da banca do documento revisado, sem nova defesa, no prazo máximo de 30 dias, sob possibilidade de reprovação;

Reformulação da dissertação com indicação de nova defesa em data estabelecida a critério do Colegiado em observância às Normas Gerais da Pós-graduação na UFMG e ao Regimento do PPG-ECMVS;

Reprovação

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 23 de agosto de 2021.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Daniel Marchetti Maroneze, Professor Ensino Básico Técnico Tecnológico**, em 25/08/2021, às 10:33, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Jose Fernandes Bezerra Neto, Professor do Magistério Superior**, em 25/08/2021, às 10:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **Luciana Gomes Barbosa, Usuário Externo**, em 25/08/2021, às 11:45, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **0922977** e o código CRC **53AB3480**.

---

## **APOIO FINANCEIRO E INSTITUCIONAL**

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior -CAPES  
Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico –CNPq Proc. nº  
478901/2013-5

Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais -FAPEMIG  
Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração -PELD  
Projeto COCLAKE-CAPES Proc. nº 88881.030499/2013-01  
Instituto Estadual de Florestas – IEF  
Parque Estadual do Rio Doce –PERD

## DEDICATÓRIA

À minha mãe e ao meu pai.



## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer imensamente ao meu orientador e professor José Fernandes, que me acolheu como se fosse uma das “Meninas Superpoderosas” desde o início. Sempre me senti muito acolhida por ele no laboratório, e tive muitas oportunidades graças as conversas que tínhamos durante as viagens para coletar na Carioca durante o primeiro ano de Mestrado. Cada campo foi enriquecedor e, claro, divertido! Agradeço também a minha coorientadora Luciana Pena Mello Brandão, que tanto me ensina desde a Iniciação Científica. Obrigada pela paciência, tão necessária quando a orientanda sou eu! E obrigada por ser inspiração para mim e para tantas mulheres que querem fazer ciência em um país onde o incentivo não é dos melhores. Agradeço também ao professor Francisco, coordenador do LIMNEA, que cedeu tanto seu espaço e equipamentos para que as coletas fossem possíveis, e cedeu também seu tempo para a correção do manuscrito. Meu muito obrigada, Chico!

Quero também agradecer aos professores que me acompanharam nas diferentes etapas desta dissertação. Nas matérias: Dodora e Tati, pela inspiração. Paulinho e Zé (de novo!) pela didática, e todos os demais pela disciplina e qualidade no ensino. O aprendizado foi enorme! Agradeço ainda a todos os integrantes da banca examinadora pela disponibilidade: titulares, Professora Luciana Barbosa e Professor Daniel Maroneze, e suplente, Doutora Paula Reis. Ao programa de pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela impecável estrutura e suporte fornecido, começando pelos secretários Fred e Cris, por serem sempre disponíveis e pelo esforço para se adaptarem aos tempos de Pandemia, em diferentes questões burocráticas. Agradeço às agências financiadoras, em especial à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado e pelo tempo adicional cedido frente ao cenário brasileiro, e pelo auxílio cedido a mim em 2019 para que eu participasse do Congresso Íbero-Americano de Limnologia. Agradeço ao Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF – MG), pela licença de coleta, e a administração do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), pelo apoio e aprendizado de tantos alunos durante tantos anos de pesquisa realizados ali.

Não há nada mais bonito na ciência do que a união de várias pessoas em prol de uma pesquisa. Por isso eu agradeço aos integrantes e colegas do LIMNEA (Rê e Ane, principalmente), pela convivência e presteza de sempre, durante o período presencial e no período remoto, onde nós reaprendemos a nos manter próximos. Ao Peter, Lud e Cris, pela grande colaboração com a dissertação, desde muito antes de os dados sequer serem meus. A Paulinha pelo carinho, e aos meus colegas da pós, pela troca de experiências. Meu agradecimento especial vai para Elisa, que viveu toda essa loucura junto comigo, sendo minha confidente e até minha professora e, claro, minha dupla sempre presente. Obrigada por fazer de mim uma pessoa e profissional melhor! Sua amizade foi o melhor presente que a pós-graduação me deu.

Agradeço também pelos meus grandes amigos e parentes, por estarem sempre comigo, me ouvindo e me apoiando. Mariana, por torcer tanto por mim. Marina, minha grande amiga de infância, por ser inspiração de força e sucesso. Minhas tias, por me tratarem como filha, sempre. Ao Luís e a sua grandiosa família, pelo amor e carinho constante. Agradeço finalmente pelos meus pais, Marta e Ronaldo, meu porto seguro. A eles eu dedico tudo que aprendi até hoje, pois me deram o apoio

financeiro para que eu corresse atrás dos meus sonhos enquanto puderam, e mais importante, me deram a mais nobre educação dentro de casa. Minha gratidão eterna a todos vocês.

# SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>14</b>
<b>CAPÍTULO 1 - Nutrients, organic matter and shading alter planktonic structure and density of a tropical lake .....</b>	<b>19</b>
<i>Abstract</i> .....	19
<i>Introduction</i> .....	20
<i>Methods</i> .....	22
<i>Results</i> .....	25
<i>Discussion</i> .....	32
<i>References</i> .....	39
<i>Supplementary data</i> .....	47
<b>CAPÍTULO 2 -Variabilidade no padrão de chuvas pode alterar drasticamente a qualidade das águas interiores: um estudo de caso em um lago natural tropical.....</b>	<b>51</b>
<i>Resumo</i> .....	51
<i>Abstract</i> .....	51
<i>Introdução</i> .....	52
<i>Materiais e métodos</i> .....	54
<i>Resultados</i> .....	57
<i>Discussão</i> .....	62
<i>Referências</i> .....	66
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>71</b>

## RESUMO

Grande parte dos ambientes de água doce tropicais já enfrentaram algum tipo de distúrbio causado por ações antrópicas, como a eutrofização e a exploração desses recursos hídricos para captação de água utilizada na agricultura e pecuária, entre outros. Atualmente estes distúrbios estão sendo amplificados a medida que os efeitos das mudanças climáticas se fazem mais presentes, como as alterações nos padrões de chuva e na intensidade da luz solar incidente sobre o planeta, especialmente em ambientes tropicais. Tais alterações provocam consequências em todo o metabolismo e funcionamento aquático, assim como na estrutura das comunidades aquáticas. Neste contexto, é essencial o entendimento das alterações nos ciclos biogeoquímicos e nas comunidades planctônicas frente a estas mudanças ambientais. Desta forma, este trabalho teve como objetivos: 1) investigar, através de um experimento de mesocosmos in situ, a resposta das comunidades planctônicas frente a adição de nutrientes, matéria orgânica alóctone e sombreamento, e a interação destas adições, em um lago tropical (Lagoa Carioca, Médio Rio Doce, MG) circundado por Mata Atlântica; e 2) avaliar as mudanças em diferentes parâmetros da qualidade de água da lagoa Carioca após uma considerável perda de volume ocasionada por recentes mudanças nos padrões regionais de chuva. Nos mesocosmos, observamos respostas na composição do plâncton em poucos dias de experimento, com alterações na estrutura e densidade desta comunidade. A adição de nutrientes favoreceu a dominância de espécies fitoplanctônicas oportunistas, como *Chlorella* sp. e a adição de matéria orgânica ocasionou a substituição na dominância de *Pseudanabaena catenata* por *Aphanocapsa elachista*. Para o zooplâncton, houve a substituição da dominância do grupo Copepoda para Rotifera em todos os mesocosmos, e os grupos zooplanctônicos foram associados à transparência da água (coeficientes de atenuação difusa da radiação solar) e bacterioplâncton. A perda de volume do lago, por sua vez, causou impactos severos em muitos dos parâmetros observados. O lago se tornou menos transparente e com maiores concentrações de nutrientes na coluna d'água. Observou-se um aumento significativo na concentração de nitrogênio, nutriente essencial no processo de eutrofização. As propriedades ópticas indicaram que o escurecimento da lagoa parece ter ocorrido devido ao aumento na concentração de carbono orgânico dissolvido e pela entrada de matéria orgânica alóctone principalmente durante o verão, quando ocorre a entrada de grande quantidade de água nas fortes chuvas desta estação. Ainda assim, estas chuvas aconteceram sem periodicidade demarcada, e não foram suficientes para elevar os níveis de água perdidos pela lagoa durante a estação seca. Este estudo apresenta as modificações na qualidade da água e na estrutura e composição do plâncton frente a impactos frequentemente observados em lagos tropicais, como eutrofização, alterações no uso do solo (que alteram a qualidade e quantidade da matéria orgânica alóctone que entra nos ecossistemas aquáticos), e variabilidade na pluviosidade regional, que pode ser extrapolado para outros ambientes aquáticos e servir de subsídio para estratégias de conservação.

Palavras-chave: eutrofização, qualidade da água, pluviosidade, plâncton, lago tropical

## ABSTRACT

The majority of freshwater ecosystems in the tropics have already faced disturbances caused by direct or indirect human actions, as eutrophication and exploitation of hydric resources to using water in agriculture or pasture, for example. Nowadays, those disturbances are becoming amplified with the increase of climate change effects, as changes in rain patterns, and the intensity of sunlight incident on the planet. Such modifications cause consequences in the metabolism and functioning of the lake. In this context, it is crucial the understanding of biogeochemical cycles alterations and plankton communities. Thus, this work aimed to: 1) investigate the response of planktonic communities through a mesocosms experiment with the addition of nutrients, allochthonous organic matter and shading, and the interaction of these additions in a tropical lake (Carioca Lake, Middle Rio Doce), surrounded by Atlantic forest; and 2) evaluate changes in different parameters of water quality of Carioca Lake after a considerable volume loss caused by recent changes in regional rain patterns. In mesocosms experiment, we observed responses in plankton composition after a few days of experiment, with alterations on structure and density of this community. The nutrients addition favored the dominance of phytoplankton opportunistic species, as *Chlorella* sp., and the organic matter addition provoked a substitution in dominance of *Pseudanabaena catenata* to *Aphanocapsa elachista*. In zooplankton, we observed the dominance substitution of Copepoda to Rotifera in all mesocosms, and the groups were associated with water transparency (diffuse attenuation coefficients of solar radiation) and bacterioplankton. On the other hand, the volume loss in the lake caused strong impacts in many of the observed parameters. The lake became less transparent and with higher nutrients concentrations in water column. We observed a significant increase in nitrogen concentration, essential nutrient in eutrophication process. The optical properties indicate that the lake darkening seems to occurred due to increasing on dissolved organic carbon concentration through the allochthonous organic matter input especially during summer, when the strong rains, common at this season, causes a massive water entrance, that also carries the organic material. Still, the rain events did not present a delimited frequency, and it was not enough to increase water levels that were lost by the lake during the dry season. This study presents the modifications in water quality and in structure and composition of planktonic community. The answers obtained in this work through simulation of eutrophication, land-use changes (that alters the quality and quantity of allochthonous organic matter in the system) and through observation on regional rainfall, can be extrapolated to development of aquatic environment conservation politics.

Key-words: eutrophication, water quality, rainfall, plankton, tropical lake

## APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

A estrutura da dissertação foi organizada conforme descrito nos seguintes tópicos:

- Introdução geral: breve contextualização sobre os principais temas trabalhados na dissertação, como os ciclos biogeoquímicos, o local de estudo e os problemas que nos motivaram a fazer as perguntas que foram trazidas. Os objetivos gerais da dissertação estão descritos ao final da Introdução, e os objetivos específicos se encontram na introdução de cada capítulo.
- Capítulo 1: Trata-se de um estudo realizado a partir de dados obtidos em um experimento de mesocosmos, com abordagem sobre as respostas das comunidades fito e zooplancônicas *in situ*, simulando condições ambientais adversas e combinadas. O capítulo foi feito em formato de artigo para submissão após as considerações da banca de avaliação.
- Capítulo 2: estudo realizado a partir de dados limnológicos de monitoramento mensal em um lago tropical que apresentou perda de volume entre um período de coleta e outro. Buscamos avaliar diferenças temporais nos parâmetros de qualidade de água, como transparência, qualidade e quantidade da matéria orgânica, nutrientes e nível de trofia da lagoa.
- Considerações finais: importância dos resultados gerados, implicação e lacunas que surgiram a partir deste trabalho

## INTRODUÇÃO GERAL

Os ciclos biogeoquímicos garantem a fluidez de diferentes elementos pelas variadas esferas do planeta: atmosfera, hidrosfera, biosfera e litosfera. Em sua história geológica, o nosso planeta nunca foi tão alterado por uma espécie como tem sido atualmente pela espécie humana, e os principais ciclos biogeoquímicos, como o da água e do carbono, nunca foram tão modificados, e em tão pouco tempo (Vitousek et al., 1997; Ruddiman, 2005; Xenopoulos et al., 2021). O lançamento de grandes quantidades de carbono na atmosfera, vindo de combustíveis fósseis até então armazenados na litosfera e o despejo de esgoto e agrotóxicos nas águas continentais são grandes exemplos de impactos de origem antrópica. Os ambientes tropicais podem ser fortemente ameaçados pela alteração dos ciclos da água e do carbono, já que o aumento de temperatura causado pelo aumento do carbono atmosférico pode trazer mudanças nos padrões de vento e chuva em todo o planeta, mas com efeito de desertificação na região dos trópicos (Kellogg e Schneider, 2019). Zilli et al., (2017) evidenciaram as mudanças nos padrões de chuva na região sudeste do Brasil observando mais de 70 anos de dados meteorológicos diários, confirmando o aumento da ocorrência de eventos extremos, como tempestades cada vez mais fortes e secas mais rigorosas nesta região do país. Estes e muitos outros impactos comprovam a urgência em se realizar estudos para entender a dinâmica da alteração do carbono e de nutrientes envolvidos na eutrofização de ambientes aquáticos, assim como entender as respostas das comunidades aquáticas sobre estas alterações.

A bacia do Médio Rio Doce está localizada no estado de Minas Gerais, região sudeste do Brasil. Nos últimos anos, esta região vem apresentando mudanças expressivas no seu microclima. O Parque Estadual do Rio Doce (PERD), situado nesta bacia, é o principal remanescente de Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais. Esta área protegida abriga um complexo de mais de 40 lagos naturais permanentes, abrangendo o entorno do parque, o que caracteriza esta região do estado como um Sítio Ramsar, área úmida de grande importância ecológica, diversa em espécies terrestres e aquáticas (RAMSAR). Esta região também é de grande importância econômica para o estado, já que garante o abastecimento de cidades e de produtores do ramo agropecuário. Através do programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD- sítio 4), o sistema lacustre do PERD e entorno é estudado há mais de 20 anos, e foi objeto de estudos de muitos cientistas, trazendo importantes respostas para o entendimento de ambientes tropicais. Houve, por exemplo, a descoberta de novas espécies aquáticas (Sousa et al., 2016; Ottoni et al., 2011), o estudo de padrões de mistura e da diversidade planctônica de importantes lagoas do Brasil (Barbosa e Padisák, 2002; Maia-Barbosa et al., 2014; Barros et al., 2013), além de trabalhos com a população ao redor do parque, como o desenvolvimento da educação ambiental (Da Silva et al., 2007) e análises da zona de amortecimento (De Oliveira et al., 2020), entre muitos outros importantes trabalhos. Estas pesquisas garantiram e ainda garantem a otimização dos esforços de conservação da biodiversidade deste importante bioma, que sofre com o desmatamento desde a época histórica do Brasil-colônia até os dias atuais, com a urbanização e expansão econômica do país.

A Lagoa Carioca, objeto de estudo dos dois capítulos deste trabalho, conta atualmente com uma plataforma de monitoramento da água e do ar, com sensores de medição de diferentes parâmetros, como a temperatura do ar, a entrada de luz e concentração de oxigênio na água. Ainda assim, o monitoramento desta lagoa ocorre continuamente há mais de 20 anos, com coletas mensais ou sazonais, o que faz desta lagoa um ótimo modelo de estudo para entender diferentes efeitos das mudanças ambientais em lagos tropicais. A partir do conhecimento já retido sobre a lagoa e pela boa estrutura de monitoramento que esta lagoa já possuía em 2015, surgiu a iniciativa de realizar um experimento de mesocosmos *in situ*, simulando diferentes impactos na lagoa e observando respostas de diferentes parâmetros, que variaram desde o acompanhamento da qualidade da água até a detecção da produção de gases de efeito estufa e contagem de indivíduos do plâncton. Os trabalhos gerados a partir deste experimento são de grande importância ecológica e científica, por trazerem inovações metodológicas de experimentos de mesocosmos realizados *in situ* e por trazer respostas de diferentes impactos em um mesmo experimento. Podemos comparar e combinar as respostas obtidas aqui e extrapolar as conclusões para problemas observados em outros ambientes aquáticos tropicais, avaliando a entrada de esgoto e o aumento no aporte de matéria orgânica alóctone em lagos. Os dados obtidos para a comunidade planctônica foram coletados, mas não foram analisados prontamente, criando uma lacuna nas respostas obtidas. Estes dados poderiam fornecer importantes informações sobre a relação dos parâmetros ambientais analisados com a parte da biota aquática que foi coletada. Desta forma, surgiu a oportunidade de que este fosse meu primeiro manuscrito.

Em 2013, após uma estação chuvosa de pouca precipitação (Antunes & Cupolillo, 2018), constatamos a nível observacional, uma gradativa perda de volume neste corpo d'água, acompanhado do escurecimento das águas desta lagoa. Por ser observada há mais de 20 anos, muitas perguntas surgiram, e muitas delas envolviam o entendimento da diminuição das chuvas e o impacto disto em lagoas endorreicas (Yapiyev et al., 2017), como é o caso da maioria dos lagos permanentes da Bacia do Médio Rio Doce (Mello et al., 1999). Sabe-se que a Lagoa Carioca não recebe entrada ou saída de água através da conexão com rios ou outros lagos, e recebe água apenas do escoamento de água da bacia vindo durante as chuvas. Desta forma, o aumento da temperatura e a diminuição na pluviosidade na região do PERD parece ser o principal motivo para a perda de volume da lagoa, devido a evaporação de água e ao não recebimento de água em quantidades suficientes para recuperar o volume perdido. A partir da Lagoa Carioca, é possível inferir importantes previsões acerca de lagos tropicais impactados pelas mudanças climáticas e outros fatores de origem antrópica no mundo, e assim auxiliar na gestão e decisões políticas sobre estes ambientes aquáticos.

A avaliação dos componentes presentes na água pode fornecer informações importantes sobre a ciclagem de nutrientes e sobre a dinâmica de transferência de energia trófica naquele ambiente, oferecendo importantes explicações sobre a composição da comunidade aquática (White et al., 2008). O conhecimento dos principais tipos de carbono encontrados em uma lagoa aumenta o entendimento sobre a conexão do ambiente aquático e terrestre, como em relação a entrada de



matéria orgânica no lago, e se as fontes de matéria orgânica alóctone sustentam a cadeia alimentar ou detritívora do ambiente (Brett et al., 2009; Hessen, 1998). Os principais nutrientes, como o nitrogênio e fósforo, podem indicar além do nível de trófia, a entrada de agrotóxicos e outros aditivos químicos possivelmente presentes na bacia (Birgand et al., 2007). Todos estes componentes podem ainda ser uma importante resposta no entendimento da entrada de luz na lagoa, importante fator na produção primária.

Para os dois capítulos, foram utilizados dados secundários, coletados em monitoramento mensal da Lagoa Carioca através do PELD ou coletados durante o trabalho de outros alunos de pós-graduação do laboratório LIMNEA (ICB/UFMG). Trabalhos desta natureza são muito importantes para a ciência, por valorizarem o trabalho do cientista de campo e por permitir que o aluno que irá trabalhar com os dados desenvolva a capacidade de analisar e extrair informações importantes de dados coletados por outra pessoa. Para a ciência, a utilização de dados secundários perpetua a pesquisa original e mantém metodologias sempre em discussão, buscando explorar descobertas e possíveis falhas, que valorizam o trabalho inclusive ao propor melhorias sobre ele.

A partir destas considerações, o principal objetivo deste trabalho foi avaliar as respostas da Lagoa Carioca frente a mudanças ambientais. Para o primeiro capítulo, as mudanças foram simuladas, a partir da adição de nutrientes inorgânicos, matéria orgânica alóctone e sombreamento em um ambiente controlado (mesocosmos), e a resposta foi observada no fitoplâncton e zooplâncton. No segundo capítulo, as mudanças ambientais foram constatadas em campo, a partir de dados meteorológicos, e os resultados avaliados foram as alterações nos parâmetros ópticos e nutricionais na água.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Antunes, D. A., & Cupolillo, F. (2018). Análise do balanço hídrico climatológico decenal do Parque Estadual do Rio Doce-PERD e entorno: Climatologia de 2005-2015 comparada com o ano anômalo de 2013-2014. *Revista Brasileira de Climatologia*, 1.
- Barbosa, F. A., & Padisák, J. (2002). The forgotten lake stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 28(3), 1385-1395.
- Barros, C. F. D. A., Santos, A. M. M. D., & Barbosa, F. A. R. (2013). Phytoplankton diversity in the middle Rio Doce lake system of southeastern Brazil. *Acta Botanica Brasílica*, 27(2), 327-346.
- Birgand, F., Skaggs, R. W., Chescheir, G. M., & Gilliam, J. W. (2007). Nitrogen removal in streams of agricultural catchments—a literature review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(5), 381-487.

- Brett, M. T., Kainz, M. J., Taipale, S. J., & Seshan, H. (2009). Phytoplankton, not allochthonous carbon, sustains herbivorous zooplankton production. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*(50), 21197-21201.
- Da Silva, E. S., Maia-Barbosa, P. M., & OLIVEIRA, A. (2007). Educação Ambiental para professores do Ensino Fundamental e Médio no município de Pingo D'Água, região do entorno do Parque Estadual do Rio Doce (Minas Gerais, Brasil). In *VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL* (pp. 23-28).
- De Oliveira, B. R., Da Costa, E. L., Carvalho-Ribeiro, S. M., & Maia-Barbosa, P. M. (2020). Land use dynamics and future scenarios of the Rio Doce State Park buffer zone, Minas Gerais, Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, *192*(1), 1-12.
- Hessen, D. O. (1998). Food webs and carbon cycling in humic lakes. In *Aquatic humic substances* (pp. 285-315). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Kellogg, W. W., & Schneider, S. H. (2019). Climate, desertification, and human activities. In *Desertification* (pp. 141-163). CRC Press.
- Maia-Barbosa, P. M., Menendez, R. M., Pujoni, D. G. F., Brito, S. L., Aoki, A., & Barbosa, F. A. R. (2014). Zooplankton (Copepoda, Rotifera, Cladocera and Protozoa: Amoeba Testacea) from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. *Biota Neotropica*, *14*(1).
- Mello, C. L., Metelo, C. M. S., Suguio, K. & Kohler, H. C. (1999). Quaternary sedimentation, neotectonics and the evolution of the Doce river middle valley lake system (southeastern Brazil). *Revista do Instituto Geológico*, *20*(1-2), 29-36.
- Otoni, F. P., Lezama, A. Q., Triques, M. L., Fragoso-Moura, E. N., Lucas, C. C., & Barbosa, F. A. (2011). Australoheros perdi, new species (Teleostei: Labroidei: Cichlidae) from the lacustrine region of the Doce River Valley, southeastern Brazil, with biological information. *Vertebrate Zoology*, *61*(1), 137-145.
- RAMSAR - Rio Doce State Park | Ramsar Sites Information Service - [rsis Ramsar.org](https://rsis Ramsar.org) - acesso em: 16/06/21
- Ruddiman, W. F. (2005). How did humans first alter global climate?. *Scientific American*, *292*(3), 46-53.
- Sousa, F. D. R., Elmoor-Loureiro, L., Menéndez, R. M., Horta, J., & Maia-Barbosa, P. M. (2016). Description of the male of *Coronatella paulinae* (Crustacea, Branchiopoda, Chydoridae) with an identification key for the genus based on the male morphology. *Nauplius*, *24*.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.

Xenopoulos, M. A., Barnes, R. T., Boodoo, K. S., Butman, D., Catalán, N., D'Amario, S. C., ... & Wilson, H. F. (2021). How humans alter dissolved organic matter composition in freshwater: relevance for the Earth's biogeochemistry. *Biogeochemistry*, 1-26.

Yapiyev, V., Sagintayev, Z., Verhoef, A., Kassymbekova, A., Baigaliyeva, M., Zhumabayev, D., ... & Jumassultanova, S. (2017). The changing water cycle: burabay national nature park, Northern Kazakhstan. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 4(5), e1227.

White, M. S., Xenopoulos, M. A., Hogsden, K., Metcalfe, R. A., & Dillon, P. J. (2008). Natural lake level fluctuation and associated concordance with water quality and aquatic communities within small lakes of the Laurentian Great Lakes region. In *Ecological Effects of Water-Level Fluctuations in Lakes* (pp. 21-31). Springer, Dordrecht.

Zilli, M. T., Carvalho, L. M., Liebmann, B., & Silva Dias, M. A. (2017). A comprehensive analysis of trends in extreme precipitation over southeastern coast of Brazil. *International Journal of Climatology*, 37(5), 2269-2279.

## CAPÍTULO 1 - Nutrients, organic matter and shading alter planktonic structure and density of a tropical lake

Marina Isabela Bessa da Silva\*<sup>1</sup>, Luciana Pena Mello Brandão<sup>1</sup>, Ludmila Silva Brighenti<sup>2</sup>, Peter Anton Staehr<sup>3</sup>, Cristiane Freitas de Azevedo Barros<sup>4</sup>, Francisco Antônio Rodrigues Barbosa<sup>1</sup> and José Fernandes Bezerra-Neto<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Limnea, ICB, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos, 6627, Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil, <sup>2</sup> Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Divinópolis, Av. Paraná, 3001, Divinópolis, Minas Gerais, Brazil, <sup>3</sup> Department of Bioscience, Aarhus University, Frederiksborgvej, 399, 4000, Roskilde, Denmark, <sup>4</sup> Universidade do Estado de Minas Gerais, Unidade Ibirité, Avenida São Paulo, 3996, Vila Rosário, Ibirité, Minas Gerais, Brazil.

\*Corresponding author: marinabessa12@hotmail.com

### Abstract

Concentration and cycling of carbon, nutrients and other environmental conditions can be important filters to plankton community in lakes. This community can respond to a range of environmental drivers, including those influenced by human perturbations on a local and regional scale, causing abrupt changes and community unbalance. While implications of climate and land-use changes are evident for a range of tropical lake conditions, impacts on planktonic population dynamics are less understood. In this study, we used *in situ* mesocosms experiments to investigate how distinctive levels of nutrients, allochthonous organic matter (OM), and sunlight availability affect the phytoplankton and zooplankton communities of a natural tropical lake. We manipulated these ecological factors separately and together in the mesocosms which resulted in eight combinations in a 2x2x2 factorial design, each with two replicates. Limnological parameters and planktonic communities were monitored for 12 days. Inorganic nutrients addition reduced phytoplankton species richness, favoring dominance of opportunistic species as *Chlorella* sp, in much higher densities. The organic matter also increased light attenuation and caused the substitution of species and changes on dominance from *Pseudanabaena catenata* to *Aphanocapsa elachista*. On the other hand, physical shading showed less influence in these communities, presenting similar densities to those found on control mesocosms. Zooplankton presented a group dominance substitution in all mesocosms from Copepod to Rotifer species, and Copepod's growth seemed to be negatively affected by *Chlorella* sp. density increase. Furthermore, this community presented associations with light attenuation indexes and with bacterioplankton. The results evidence that tropical planktonic responses to environmental changes can effectively occur in just a few days, and the responses can be quite different depending on the nutritional source added. The punctual nutrients addition was more than enough to provide changes in this community, evidencing the strength of anthropic events associated with strong nutrient input. The understanding of tropical plankton dynamics to environmental changes such as those simulated in this work are important to perceive the effects of climate and anthropic changes to tropical lakes

functioning. This knowledge can strengthen measures of conservation of freshwater systems by allowing predictions on plankton communities changes and the possible consequences for the aquatic food chain and water quality.

Keywords: eutrophication, phytoplankton, zooplankton, tropical lake, plankton structure.

## **Introduction**

Freshwater plankton is composed of a diversity of organisms that vary in form, size, life cycle, reproduction, functional role, and can influence many environmental responses. Phytoplankton, represented by algae and cyanobacteria, assimilates light and carbon through photosynthesis and releases oxygen. This essential process for life maintenance on Earth can work as an indicator of environmental resources, such as nutrients availability and water quality (Parmar et al., 2016; Hosmani, 2013). In addition to photosynthesis, mixotrophic phytoplanktonic species are capable of using dissolved organic carbon (DOC) as a carbon source (Pålsson and Granéli, 2004). The lacustrine zooplankton is mainly composed of protozoans, rotifers and microcrustaceans, reaching a species diversity that occupies different trophic levels and taxonomic categories. Its importance is especially associated with transfer of matter and energy to higher trophic levels (Carpenter and Kitchell, 1996). Due especially to a short generation time, planktonic organisms commonly respond very fast to a range of biotics and abiotics environmental changes. For example, the composition and abundance of phytoplankton have a strong influence on the associated grazing zooplankton communities (Munawar and Wilson, 1978), changing the structure of the zooplankton community in a few weeks.

Nutrients, especially phosphorus and nitrogen are limiting resources that impact phytoplankton growth in tropical lakes (Henry et al., 1984). Environmental factors, as precipitation, sunlight, and drainage basin control naturally the availability of nutrients in freshwater ecosystems (Verburg et al., 2018). Internal factors, such as turbulence and thermal stratification can also act on this control, besides organism's decomposition rates (Reynolds, 1980) and the concentration and quality of dissolved organic matter (DOM). DOM can be formed by phosphate and nitrogen compounds (Jansson, 1998) and nutrients become available by photodegradation and microorganism's decomposition (Carlsson and Granéli, 1993; Vähätalo et al., 2003). Despite the nutritional availability, DOM also can impact phytoplankton growth and metabolism rates because of the reduction of euphotic zone and of mixing layer depth due to the ability of chromophoric molecules of DOM to absorb solar radiation. Klug (2002), observed in a northern temperate lake that the positive effect on phytoplankton growth caused by nutritional increase by DOM was bigger than the negative effects caused by shading, but these effects vary according to the concentration and quality of DOM, besides community condition.

The particularities of watershed organic materials and their provision to water bodies have a great influence on plankton communities' aspects. In addition to the increase of availability of nutrients to the lake, the allochthonous DOM has a strong influence on the plankton food web through the

microbial loop (Jurgens, 1994; de Melo et al., 2020). Also, DOM can work as a facilitator of primary production due to biota protection from ultraviolet B solar radiation (Morris et al., 1995; Litchman, 2003), or as an inhibitor by absorbing light and reducing the water transparency (Cory and Kling, 2018). In contrast, the autochthonous DOM from mostly algae sources is much less chromophoric and easily degraded and reutilized by organisms in water column (McKnight et al., 2001).

#### ADICIONAR ALGUMA INTRO SOBRE ZOO AQUI, FALEI MTO POUCO

Light presence is essential for photosynthetic organisms, once they transform solar energy into chemical energy, which is the main source of energy for consumers in the food chain. In water, the light availability is affected by the presence of particles that absorb or scatter sunlight (Davies-Colley and Smith, 2001), once the seasonality in tropical lakes does not affect sunlight presence as in temperate environments. Still, lakes with greater amounts of particles suspended in water have greater light attenuation and therefore present a darker water column. Those lakes also present a smaller euphotic zone, a place where photosynthetic organisms, such as algae and cyanobacteria are found. On the other hand, if exposed to high intensities of light, these organisms can suffer from photoinhibition, causing an increase in ecosystem respiration and decrease in productivity (Brighenti et al., 2015).

The increase of human population and associated resource need has also increased the release and inputs of both inorganic and organically bound nutrients. Sewage discharge into water bodies and fertilizers using in crops are enhancing eutrophication in many aquatic ecosystems, which compromised water quality (Welch and Cooke, 2005). Nutrient enrichment can lead to phytoplankton and macrophyte blooms, and the ecosystem responses can be atypical and even unknown, as toxin production, metabolism changes, and water column shading (Qin et al. 2013). The land-use changes in the surrounding of lakes (e.g. urbanization, monocultures, and pasture), can change the DOM and nutrients quantity and quality from the drainage basin. The responses to the aquatic environments to these impacts are still less known, especially in tropical areas, where fewer studies are performed and great differences from temperate environments are observed. With recent changes observed in climate, the rainfall pattern in several regions of the world has been drastically modified, altering seasonal balance in the allochthonous input even more (Hagemann et al., 2013).

The lake system of the Middle Rio Doce is a complex formed by around 300 natural lakes amidst the Atlantic Forest, of which 40 of these water bodies are located inside the State Park of Rio Doce – PERD (Petrucio et al., 2006). Despite being legally protected, there are different impacts in and outside the Park borders as pesticide use, sewage dump, and management of eucalyptus forests (Gontijo and Britto, 1997), for example. Recent studies performed in some of these lakes showed the importance of the input of allochthonous material from the native forest during summer (with rains) to the water optical properties, water transparency and ecosystem metabolism (Brandão,

2016; Gagliardi et al., 2019). Primary production in PERD lakes is more expressive during dry season (mixing period), when solar radiation is lower, the water less transparent and the lake circulation causes DOM and nutrients resuspension, that was stored in the hypolimnion since the rainy season (Barbosa and Tundisi, 1980; Reynolds et al., 2009; Brighenti et al., 2015). The ecological balance observed in these lakes is strongly affected by basin nutritional input during the rainy season and the later distribution of nutrients and organic matter in the water column during mixing water in the dry season. Previous studies show possible frequency and intensity of rain events in different climate change scenarios in this area (Roland et al., 2012). Still, the temperature increase observed during the dry season is affecting the already threatened Atlantic Forest (Vieira et al., 2008). Tropical lakes are biodiversity hotspots, and little is known about climate change effects on these systems.

To investigate how phytoplankton and zooplankton communities in tropical lakes change due to most common anthropogenic impacts (e.g. modifications in nutrients availability and organic matter), we developed a mesocosms experiment in Carioca Lake, located inside the PERD, where we could then manipulate nutrients and allochthonous organic matter (OM) levels, and light conditions. We hypothesized that nutrients, organic matter and shading alter planktonic structure of a tropical lake. We expected that nutrient addition would increase algal growth in opportunistic species, similar to eutrophicated environments (Silva, 1999; Tucci et al., 2006), while zooplankton filter species would dominate due to phytoplankton increase, in a bottom-up control. In comparison, our prediction related to OM addition is that this material would facilitate mixotrophic phytoplankton increase, besides favor bacterivorous zooplankton. The OM addition would increase solar radiation attenuation as well, supporting the growth of low light resistance species, as it would occur in shading mesocosms. We also investigated how planktonic communities would respond to those three combined effects (nutrients, OM, and light).

## Methods

### *Study site*

This study was conducted in Carioca Lake (19°45'26.0"S, 42°37'06.2"W), a natural lake in the Middle Rio Doce lacustrine system (Minas Gerais, Brazil). It is located in the southern part of the State Park of Rio Doce (PERD), which is the largest remnant of Atlantic Forest (36000 ha) in Minas Gerais. The lake is mesotrophic (total phosphorus: 0.18–0.69  $\mu\text{M}$ , epilimnion annual mean: 0.44  $\mu\text{M}$ ; chlorophyll-a: 1.3–16.6  $\mu\text{g L}^{-1}$ , epilimnion annual mean: 7.7  $\mu\text{g L}^{-1}$ , see Petrucio et al., 2006; Brighenti et al., 2015). It is a warm-monomictic lake, with a mixing period during the dry season (May to August), and thermal stratification during the rest of the year (rainy season, September to April, Fig. S1, from Pujoni, 2015). This lake covers 14.4 ha, with a perimeter of 1718.6 meters and 11.8m of maximum depth, and a mean depth of 4.8m (Bezerra-Neto et al., 2010). Lake monitoring has run for more than 20 years including water quality parameters and aquatic biota as part of the Brazilian LTER Programme (PELD-CNPq) (Barbosa and Padisák, 2002). In

basis of bio volume, Cyanobacteria was the most abundant group observed in this lake during the last 12 years of monthly monitoring, representing 59% of the phytoplankton of total bio volume species sampled. Within the zooplankton community, copepods represented 73% of the observations (Fig. S1, from Pujoni 2015).

### *Experimental design and sampling*

To test the effect of nutrients and organic matter input and sunlight availability on planktonic communities, we conducted an *in situ* experiment using cylindrical mesocosms of 1.3m diameter, depth of 1.5m, and 2m<sup>3</sup> volume. Sampling was performed between 20<sup>th</sup> January and 1<sup>st</sup> February 2015, rainy season in the region. During this period, the lake is naturally stratified. The enclosures were filled with water from the lake through a bomb mechanism facility, without filter. Water samples (3L at 0.5m depth) for nutrients and dissolved organic matter analysis and community samples were obtained every 3 days. The time interval was determined in a pilot experiment in which carbon lability achieved maximum carbon remineralization as pCO<sub>2</sub> with highest values in three days, decreasing after that.

The mesocosms included eight different combinations in a 2x2x2 factorial design, each with two replicates. Three factors were manipulated: (1) with and without nutrients addition (NaNO<sub>3</sub>, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, and NH<sub>4</sub>Cl), (2) with and without addition of organic matter extracted from leaves surrounding the lake, and (3) with and without 50% of shading from solar radiation (Fig. S2, from Brandão et al., 2018). Treatments with addition of nutrients are represented by initials NUT, those with organic matter by OM, and those that were shaded by SH, and the combinations of these treatments are nominated with junctions of these initials.

Mesocosms were lightly stirred every day, to avoid decanting of suspended material, and temperature was daily measured using a Hydrolab DS5 (Hach Inc.). Vertical profiles of photosynthetically active radiation (PAR) and ultraviolet (UV) radiation (at 340 nm) were performed using the BIC radiometer (Biospherical Instruments, EUA). The diffusive attenuation coefficients (K<sub>dPAR</sub> and K<sub>dUV</sub>) were calculated as the linear slope between depth and the natural logarithm of the downwelling radiation. Water samples were filtered immediately after collecting to determine chlorophyll-a (Chl-a), nutrients (0.47 µm filter), suspension solids (TSM; Filter AP040), and DOC (Millipore 0.22 µm). Mesocosms data about bacteria density was obtained in Ávila et al. (2019), performed with sampling and data from the same mesocosm experiment. The details of sample processing related to carbon and nutrients analysis are available in Brandão et al. (2018).

### *Nutrients addition*

On the first day of experiment, nutrient addition was made in a combination of 6.10 g of NaNO<sub>3</sub> to Nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) addition, 0.42 g of NH<sub>4</sub>Cl to ammonium addition (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), and 1.15 g of K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> to phosphate (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) addition, on the eight mesocosms designated to receive this treatment.



Nitrogen levels were defined through experiments performed in other studies (Staeher and Sand-Jensen, 2006; Jakobsen et al., 2015) and in a pilot performed in July 2014. The  $\text{PO}_4^{3-}$  levels were planned to be similar to those found in a eutrophic reservoir in Minas Gerais (Brandão, 2016). The initial concentration of nutrients (TN, TP) on the eight mesocosms with nutrients addition were  $0.04 \pm 2.68 \mu\text{M}$  (mean  $\pm$  standard deviation) for  $\text{NO}_3^-$ ,  $3.93 \pm 1.16 \mu\text{M}$  for  $\text{NH}_4^+$ , and  $1.68 \pm 0.43 \mu\text{M}$  for  $\text{PO}_4^{3-}$ .

#### *Organic matter addition*

The OM addition was composed of organic matter extracted from leaves and adhered soil particles, collected around the lake (4 cylinders, 20 L of capacity each). The material was stored for one week in buckets with distilled water (60 L) at room temperature ( $25^\circ$ ), to stimulate decomposition. The water was then filtered with a  $20 \mu\text{m}$  mesh and 7.5 L of this water was added to each mesocosms designated, on the first day of the experiment. One week was enough for the degradation of labile DOM present in leaves and debris degraded before being added in the mesocosms. After the addition of OM, the initial mean concentration on these eight mesocosms was  $8.6 \pm 0.1 \text{ mg L}^{-1}$  for DOC, and  $21.4 \pm 0.5 \text{ m}^{-1}$  for  $a_{\text{CDOM}254}$  (CDOM absorbance at 254 nm). The mesocosms without OM addition had an initial mean concentration of  $8.0 \pm 0.4 \text{ mg L}^{-1}$ , and  $17.1 \pm 0.4 \text{ m}^{-1}$  of  $a_{\text{CDOM}254}$ . As previously mentioned, an initial pilot experiment was performed in July 2014, and we observed that this method was enough to change OM quality and light attenuation (measured by coefficient of the diffusive visible radiation attenuation -  $K_{\text{dPAR}}$ ) on correspondent mesocosms (With OM addition:  $a_{\text{CDOM}254}$   $22.3 \text{ m}^{-1}$ ,  $K_{\text{dPAR}}$   $1.7 \text{ m}^{-1}$ ; without OM addition:  $a_{\text{CDOM}254}$   $16.7 \text{ m}^{-1}$ ,  $K_{\text{dPAR}}$   $0.99 \text{ m}^{-1}$ ).

#### *Shading*

The eight shaded mesocosms were covered with a screen that reduced irradiance by  $\sim 50\%$ . To test and guarantee that the filter was spectrally neutral, we measured light attenuation in a BIC radiometer (Biospherical Instruments, EUA). The light was attenuated in 47% and no differences were observed in ultraviolet radiation (UV) and photosynthetically active radiation (PAR). The screens were quickly opened just for mensurations once per day.

#### *Plankton sampling and analysis*

The plankton sampling was performed every three days, after mesocosms water mixing, using a bucket. For the phytoplankton samples, water from 0.5m depth was collected in each mesocosm, fixed with Lugol's iodine solution, and kept sheltered from light until analysis. The zooplankton sampling was performed though filtering of 30L of water from each mesocosm in a  $68 \mu\text{m}$  mesh net, fixed with formaldehyde (8%), and colored with rose Bengal. The total samples obtained was 48 of phytoplankton community and 64 of zooplankton community.

The phytoplankton counting was performed through Utermöhl (1958) sedimentation method, under an inverted microscope, utilizing chambers of 10mL. Up to 100 individuals of the most abundant species were counted, ensuring about 20% of error to a confidence interval of 95% (Lund et al., 1958). Phytoplankton density was calculated according to Villafañe and Reid (1995). Each zooplankton sample was identified and counted under an optical microscope in Sedgewick-Rafter chambers, with standardized counting to 20% from the total sample.

### *Data analysis*

We multiplied each species abundance by 100 and then divided this value by the total species abundance in each treatment [(specific abundance x 100)/ total community]. Groups that exhibit highest abundance in the treatments (Tables S1 and S2) were selected for statistical tests. An item with the sum with all individuals that occurred in this experiment (sumphyto/ sumzoo) was added to the data to guarantee that the main groups were the best to represent the communities in the analysis.

Linear mixed-effects models with restricted maximum likelihood estimation were performed to test for the effects of the different treatments using the “lmerTest” package (Kuznetsova et al., 2017) in statistical software R (R Core Team, 2020). The variables added (nutrients, OM, and shading) and its interactions were treated as fixed effects factors, while biotic variables (phytoplankton and zooplankton densities) were treated as numeric, and sampling days were treated as random effects ( $\text{lmer}(\log(\text{group}) \sim \text{organic matter} + \text{nutrients} + \text{shade} + \text{organic matter} * \text{nutrients} * \text{shade} + (1|\text{days}))$ ). As initial conditions were similar in all mesocosms, the first day of the experiment (day 0) was excluded from the analysis, once the sampling on that day were made before variables addition in mesocosms and the same value was considered for all of them. We performed Levene’s test to check the homogeneity of variances and Shapiro-Wilk test to check residual normality in each model constructed.

A Spearman correlation analysis was performed using the Hmisc package (Harrell, 2020), using planktonic groups and variables measured (TN, TP, DOC, Chl-a,  $K_{d\text{PAR}}$ , and bacterial density). A Principal component analysis (PCA) was performed with the same variables, using the FactoMineR package (Lê et al., 2008), searching proximity patterns between plankton and the other variables. In this analysis, we disregard shading treatment division to observe only the effect of different sources of nutrients on the communities. In addition, a species richness calculation was performed using the Vegan package (Oksanen et al., 2007), to observe the difference of this value between the treatments.

## **Results**

### *Environmental variations among mesocosms*

The mean and standard deviation of limnological parameters measured in each treatment are available in supplementary Table S3. Water temperature in mesocosm during the experiment varied between 28.4 and 31.3°C (average 30.8°C). The mean pH observed during the experiment was  $6.9 \pm 0.8$  (mean  $\pm$  standard deviation). Higher pH occurred in mesocosms with nutrient addition ( $7.4 \pm 0.8$ ), and the lowest pH was measured in the control mesocosms ( $6.2 \pm 0.2$ ).

Mesocosms treated with nutrient addition presented 1.8 times higher average of total nitrogen (TN) concentration in comparison with the mesocosms without nutrient addition. For total phosphorus (TP), this average was more than 4 times higher. The DOC average was higher in mesocosms where OM was added, but the average in this group was only  $0.6 \text{ mg L}^{-1}$  higher in relation to the mesocosms without OM addition. Although the DOC concentration was slightly higher on mesocosms with OM addition, the quality of the organic matter substantially changed, as evidenced by spectral indexes of Colored Dissolved Organic Matter (CDOM). As described by Brandão et al. (2018) to the same experiment, the mean values of spectral indexes on OM addition mesocosms was: higher absorbance at 254nm ( $a_{\text{CDOM}254} = 21.9 \text{ m}^{-1}$ ) and at 440 nm ( $a_{\text{CDOM}440} = 0.7 \text{ m}^{-1}$ ); smaller spectral slope values in the range of 275-295nm ( $S_{275-295}$ ); and higher specific absorbance of DOC at 254 nm ( $\text{SUVA}_{254} = 2.5 \text{ m}^2 \text{ mg}^{-1} \text{ C}$ ). These indexes evidence a higher concentration and aromaticity of carbon molecules in mesocosms with OM addition.

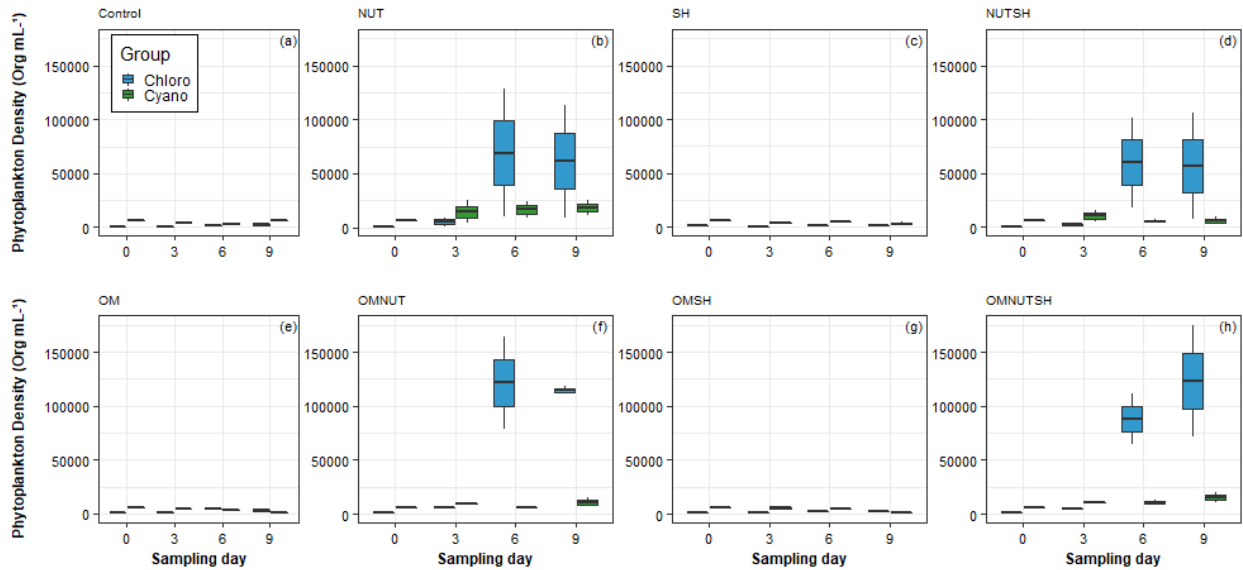
The diffusive attenuation coefficient of PAR radiation ( $K_{\text{dPAR}}$ ) was highest in mesocosms that only added nutrients (mean  $1.4 \text{ m}^{-1} \pm 0.6 \text{ m}^{-1}$ ), with a maximum value of  $2.7 \text{ m}^{-1}$ . The lowest mean values were found in control ( $0.9 \text{ m}^{-1} \pm 0.3 \text{ m}^{-1}$ ), with a minimum of  $0.6 \text{ m}^{-1}$ . The diffusive attenuation coefficient of ultraviolet radiation ( $K_{\text{dUV}}$ ) had its highest values in treatments with only OM added (OM,  $10.9 \text{ m}^{-1}$ ), and lowest values in the only shaded treatment (SH,  $3.5 \text{ m}^{-1}$ ).

#### *Plankton distribution between mesocosms*

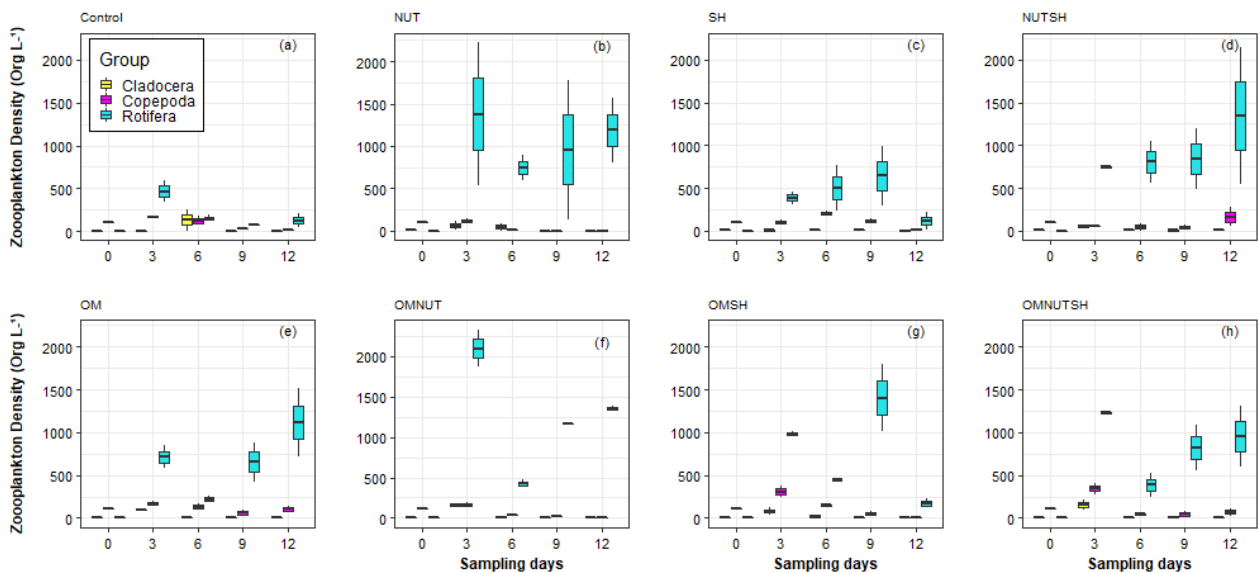
Cyanobacteria was the major group in abundance found in mesocosms before the addition of treatments (day 0) with *Pseudanabaena catenata* Lauterborn as the most abundant species ( $4,216 \text{ individuals mL}^{-1}$ ), representing 55% of total phytoplankton density at the beginning of the experiment. The sum of all Chlorophyceae species abundance represents only 8.7% of the initial phytoplankton community, and the most abundant species in this group was *Chlorella sp.* ( $411 \text{ individuals mL}^{-1}$ ), accounting for 5.4% of the total.

All treatments had an effect on the plankton communities densities, with expressive differences from the controls on at least one sampling day (Fig. 1 and 2). The highest phytoplankton densities were 8-fold higher on mesocosms with nutrient addition (NUT, NUTSH, OMNUT, OMNUTSH), with a mean of  $55,701 \pm 57,513 \text{ individuals mL}^{-1}$ , while treatments without nutrients addition (Control, OM, SH, OMSH) presented a mean of  $6,804 \pm 1,832 \text{ individuals mL}^{-1}$ . The highest phytoplankton densities were found in mesocosms where all three treatments were combined (OMNUTSH), on the 9<sup>th</sup> day of the experiment ( $194,700 \text{ individuals mL}^{-1}$ ), while the smallest

densities were found on the same day, but in the shaded mesocosms (SH), with a total phytoplanktonic density of 3,169 individuals mL<sup>-1</sup>.



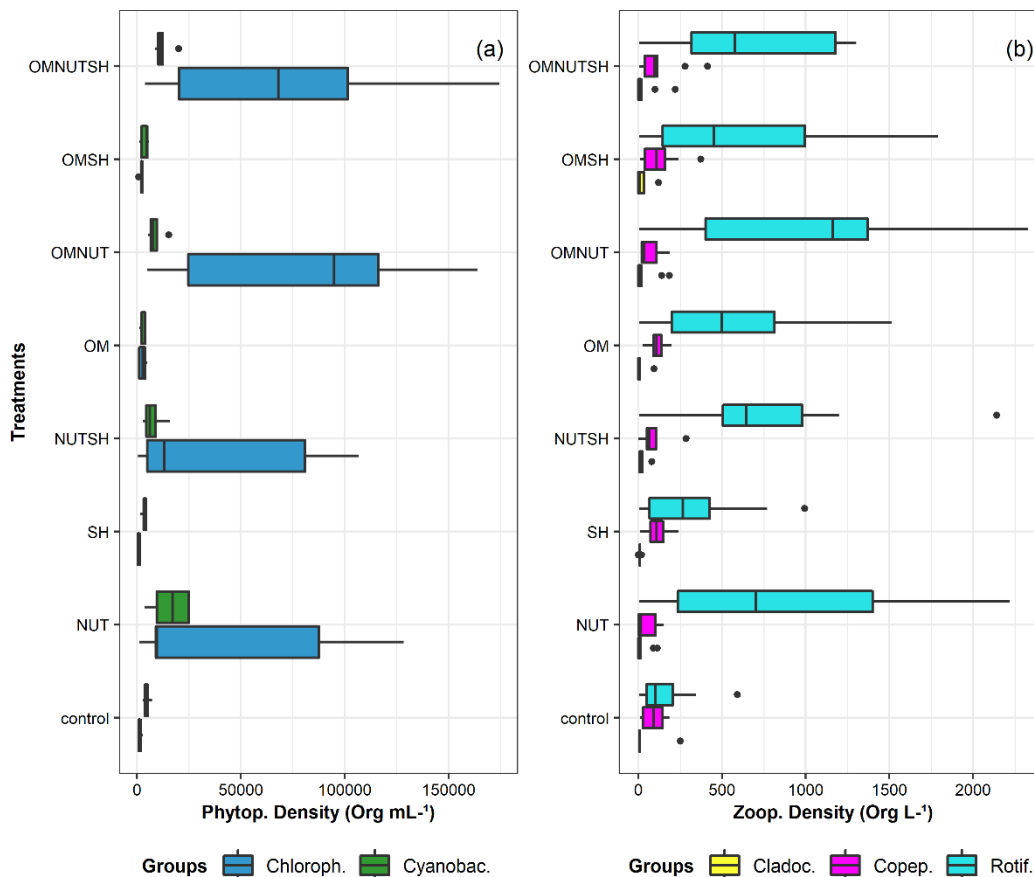
**Fig. 1 – Temporal variation of the phytoplanktonic community in mesocosms with different treatments. Central line: median, 25% to 75% percentile; 95% of confidence interval. Black circles: outliers.**



**Fig. 2 – Fig. 2 – Temporal variation of the zooplanktonic community in mesocosms with different treatments. Central line: median, 25% to 75% percentile; 95% of confidence interval. Black circles: outliers.**

Chlorophyceae was the prevailing class in all mesocosms with nutrients addition, including when these nutrients were combined with OM and shading addition (NUT, OMNUT, NUTSH, OMNUTSH). This class represented even 86.4% of the total density of these mesocosms (Table S1). *Chlorella* sp. was responsible for Chlorophyceae dominance in these mesocosms, presenting densities higher than 100,000 individuals mL<sup>-1</sup> on 6<sup>th</sup> and 9<sup>th</sup> experiment days.

The mesocosms that did not receive nutrients (control, OM, SH, OMSH) remained dominated by Cyanobacteria, representing up to 74% of the total phytoplankton density (Table S1). On the first day, the dominant Cyanobacteria species was *P. catenata*, in the next sampling day, the dominance had been replaced by *Aphanocapsa elachista* West & G.S West for these treatments (control, OM, SH, OMSH). It is important to note that even in dominance, *A. elachista* (mean of  $4,417 \pm 1,724$  individuals mL<sup>-1</sup>) species exhibited 10-fold lower densities in comparison with Chlorophyceae (mean density of  $44,700 \pm 56,644$  individuals mL<sup>-1</sup>) in mesocosms with nutrients addition. Although cyanobacteria never became dominant in the nutrient added mesocosms, their numbers almost doubled ( $9,937 \pm 6,090$  individuals mL<sup>-1</sup>) compared to initial levels (Fig. 3a).



**Fig. 3 – Variation of main groups of Phytoplankton (a) and Zooplankton (b) in different treatments of mesocosms, during the whole experiment. Central line: median, 25% to 75% percentile; 95% of confidence interval. Black circles: outliers. (1.5-column fitting image)**

Concerning the zooplankton, copepods were initially dominant (day 0) in all mesocosms similar to normal lake conditions. The young forms of copepods initially dominated this group with nauplii of cyclopoida and copepodites from genus *Thermocyclops* initially responsible for 79% of the total zooplankton density. The adult forms of *Thermocyclops minutus* represented about 10% of the initial densities, while rotifers and cladocerans, counted together, contributed with 11%.

The mean density of zooplankton organisms among all mesocosms was  $759 \pm 634$  individuals  $L^{-1}$ . Rotifera was the dominant group in all treatments, representing 91% of total density found in different treatments (Table S2). The species found in high abundance was *Keratella americana*, dominant in almost all mesocosms (NUT, SH, NUTSH, OM, OMNUT). The control mesocosms and those treated with a combination of all conditions (OMNUTSH) were dominated by *Hexarthra* sp., and the OMSH mesocosms presented dominance of *Conochilus coenobasis*. Copepoda was the second most abundant group, with higher mean densities in mesocosms with OM and shading combined (OMSH,  $126 \pm 113$  Org  $L^{-1}$ ), followed by cladocerans, which was recurrently observed, with higher mean density in OMNUT mesocosms ( $37 \pm 68$  org  $L^{-1}$ ) (Fig. 3b).

The bacterioplankton community presented a mean density of  $1.08 \times 10^6 \pm 0.578 \times 10^6$  individual's  $mL^{-1}$  between all mesocosms (Ávila et al. 2019). The OMNUT treatment presented the greatest mean density of bacteria, with  $1,718,987 \pm 637,544$  individual's  $mL^{-1}$ . The smallest mean density was found in SH mesocosms, without any nutrient or OM addition, with  $490,109 \pm 132,879$  individual's  $mL^{-1}$ .

#### *Plankton responses to nutrients, organic matter and shade additions*

From linear mixed-models we observed that the total phytoplankton density strongly responded to nutrient addition, indicating a significant nutritional influence on dominance of Chlorophyceae and Cyanobacteria. Chlorophyceae presented a significant increase in OM treatments as well, and for Cyanobacteria, this increase was observed only when OM was added with shading (OMSH treatment). The zooplankton total density also responded in an expressive way to OM and nutrients addition. Cladocera was the only zooplankton group that did not present any effective response to the treatments related to density change (Table 1).

**Table 1- Variance analysis of linear mixed-effects models.**

Variance analysis of linear mixed-effects models testing different factors effects and their interaction with planktonic communities on mesocosms experiment. The random effect utilized for each model was sampling days. OM – Organic matter added, NUT – Nutrients addition, and SH – Shading addition. \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$

	<i>Random effects</i>	<i>Sources of variation</i>	<i>DF</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>F value</i>	<i>p-value</i>
<i>log(sumphyto)</i>	1 ~days	OM	1	1.90	4.00	0.05
		NUT	1	47.41	99.66***	0.00

		SH	1	0.29	0.60	0.45
		OM:NUT	1	0.53	1.12	0.30
		OM:SH	1	0.29	0.61	0.44
		NUT:SH	1	0.04	0.08	0.78
		OM:NUT:SH	1	0.00	0.00	0.99
<i>log(Chlorophyceae)</i>	1 ~days	OM	1	9.91	13.76***	0.00
		NUT	1	98.68	137.02***	0.00
		SH	1	0.81	1.12	0.30
		OM:NUT	1	0.17	0.24	0.63
		OM:SH	1	0.36	0.50	0.49
		N:SH	1	0.04	0.05	0.82
		OM:NUT:SH	1	0.28	0.39	0.54
<i>log(Cyanobacteria)</i>	1 ~days	OM	1	0.11	0.38	0.54
		NUT	1	12.50	42.63***	0.00
		SH	1	0.17	0.57	0.45
		OM:NUT	1	0.34	1.15	0.29
		OM:SH	1	1.72	5.88*	0.02
		NUT:SH	1	0.05	0.17	0.68
		OM:NUT:SH	1	0.35	1.20	0.28
<i>log(sumzoo)</i>	1 ~days	OM	1	1.83	5.03*	0.03
		NUT	1	2.50	6.85*	0.01
		SH	1	1.09	2.99	0.09
		OM:NUT	1	0.67	1.85	0.18
		OM:SH	1	0.16	0.44	0.51
		NUT:SH	1	1.19	3.27	0.08
		OM:NUT:SH	1	0.05	0.13	0.73
<i>log(Rotifera)</i>	1 ~days	OM	1	2.52	6.70*	0.01
		NUT	1	5.04	13.41***	0.00
		SH	1	1.15	3.07	0.09
		OM:NUT	1	1.38	3.68	0.06
		OM:SH	1	0.39	1.05	0.31
		NUT:SH	1	2.65	7.07*	0.01
		OM:NUT:SH	1	0.01	0.02	0.90
<i>Copepoda</i>	1 ~days	OM	1	19444.78	4.01	0.05
		NUT	1	38936.72	8.02**	0.01
		SH	1	19711.36	4.06	0.05
		OM:NUT	1	5648.51	1.16	0.29
		OM:SH	1	5218.75	1.08	0.31
		NUT:SH	1	22.28	0.00	0.95
		OM:NUT:SH	1	2306.03	0.48	0.50
<i>Cladocera</i>	1 ~days	OM	1	2658.16	0.85	0.79
		NUT	1	2405.50	0.77	0.41
		SH	1	1559.52	0.50	0.85
		OM:NUT	1	1561.80	0.50	0.58
		OM:SH	1	1559.52	0.50	0.79
		NUT:SH	1	386.47	0.12	0.86
		OM:NUT:SH	1	750.50	0.24	0.47

While Cyanobacteria numbers were positively correlated with concentrations of total N and P, Chlorophyceae were positively related to concentrations of these nutrients as well as with DOC

(Table 2). The total density of zooplankton groups increased together with UV attenuation and with ecosystem respiration. Rotifers, in special, were favored by Chl-a and by nutrients concentration. On the other hand, Copepod's abundance was negatively affected by the increase of Chlorophyceae.

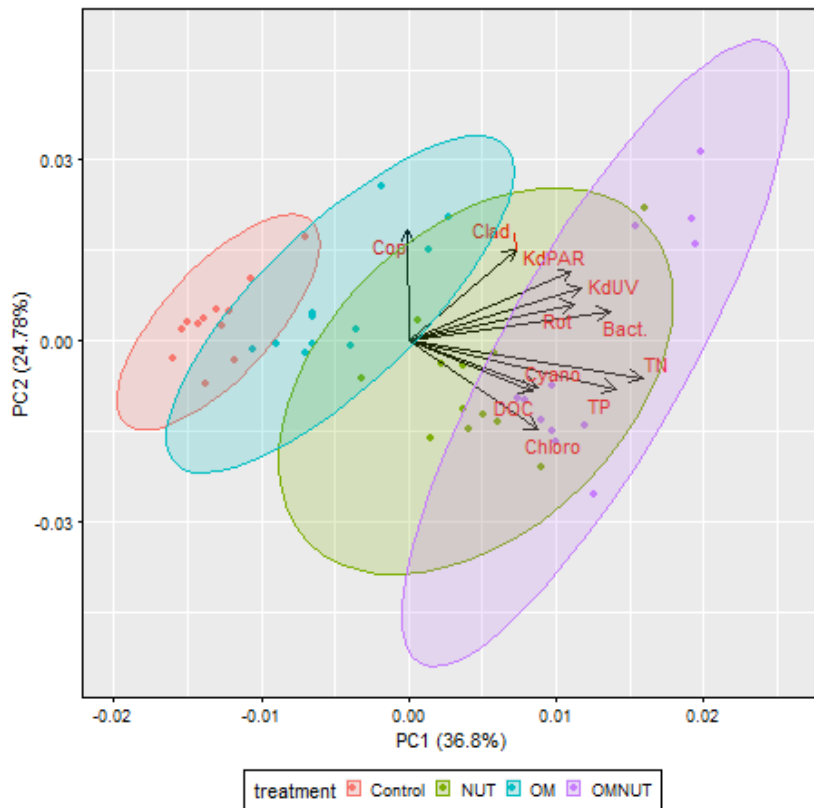
**Table 2 - Spearman correlation between environmental variables and planktonic communities**

Table 2 - Spearman correlation between environmental variables and planktonic communities. Only significant correlation ( $p < 0.05$ ) is shown. The data was analyzed in the following units of measurements: TN, total nitrogen ( $\mu\text{M}$ ); TP, total phosphorus ( $\mu\text{M}$ ); Chl-a, chlorophyll-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ );  $K_{dPAR}$ , attenuation of photosynthetically active radiation ( $\text{m}^{-1}$ );  $K_{dUV}$ , attenuation of ultraviolet radiation ( $\text{m}^{-1}$ ); DOC, dissolved organic carbon ( $\text{mg L}^{-1}$ ); Rot, Rotifera density ( $\text{Org L}^{-1}$ ); Clad, Cladocera density ( $\text{Org L}^{-1}$ ); Cop, Copepoda density ( $\text{Org L}^{-1}$ ); Cyano, Cyanobacteria density ( $\text{Org mL}^{-1}$ ); Chloro, Chlorophyceae density ( $\text{Org mL}^{-1}$ ); SumPhyto, the sum of phytoplanktonic organisms ( $\text{Org mL}^{-1}$ ), SumZoo, the sum of zooplanktonic organisms ( $\text{Org L}^{-1}$ ) and Bact, bacteria density ( $\text{org. mL}^{-1}$ ). \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$

	<i>Rot</i>	<i>Clad</i>	<i>Cop</i>	<i>Cyano</i>	<i>Chloro</i>	<i>Bact</i>	<i>SumPhyto</i>	<i>SumZoo</i>
<i>TN</i>	0.43 **			0.59 ***	0.58 ***	0.53 ***	0.62 ***	0.41 **
<i>TP</i>	0.38 **		-0.32 *	0.57 ***	0.54 ***	0.50 ***	0.59 ***	0.34 *
<i>Chl-a</i>	0.47 ***			0.40 **	0.61 ***	0.66 ***	0.64 ***	0.41 **
<i>K<sub>dPAR</sub></i>	0.38 **	0.57 ***	0.42 **			0.41 **		0.43 **
<i>K<sub>dUV</sub></i>	0.31 *	0.46 ***	0.36 *			0.51 ***		0.36 *
<i>DOC</i>					0.59 ***	0.37 *	0.59 ***	
<i>Rot</i>		0.35 *				0.62 ***		0.97 ***
<i>Clad</i>			0.48 ***			0.38 **		0.47 ***
<i>Cop</i>					-0.50 ***		-0.51 ***	0.35 *

The principal component analysis identified a clear segregation of phytoplankton and zooplankton communities among the different experimental treatments (Fig. 4). The phytoplankton community was mostly explained by the principal component axis 1 which was strongly governed by parameters responding to addition of nutrients and allochthonous carbon (DOC, TN and TP). The zooplankton community was strongly associated with principal component 2, as well as bacteria,  $K_{dPAR}$  and  $K_{dUV}$ .





**Fig. 4 – The first two principal components obtained through a PCA. The circles represent the space in which the points for each treatment are distributed along the axes. Shading treatment was disregarded to observe the effect of nutrient enrichment on variables. The data was analyzed in the following units of measurements: TN, total nitrogen ( $\mu\text{M}$ ); TP, total phosphorus ( $\mu\text{M}$ );  $K_{dPAR}$ , attenuation of photosynthetically active radiation ( $\text{m}^{-1}$ );  $K_{dUV}$ , attenuation of ultraviolet radiation ( $\text{m}^{-1}$ ); DOC, dissolved organic carbon ( $\text{mg L}^{-1}$ ); Rot, Rotifera density ( $\text{Org L}^{-1}$ ); Clad, Cladocera density ( $\text{Org L}^{-1}$ ); Cop, Copepoda density ( $\text{Org L}^{-1}$ ); Cyano, Cyanobacteria density ( $\text{Org mL}^{-1}$ ); Chloro, Chlorophyceae density ( $\text{Org mL}^{-1}$ ); Bact, bacteria density ( $\text{org. mL}^{-1}$ ). (1.5-column fitting image)**

The mesocosms treatment with highest richness for phytoplankton was OM, while the lowest richness was observed on treatments with NUT addition, NUT and OMNUT. For zooplankton, all mesocosms presented a similar richness, ranging between 27 (NUT mesocosms) and 31 species (OMNUTSH mesocosms). The richness data are available in supplementary table S4.

## Discussion

### *Phytoplankton responses to nutrients, OM, and shading addition*

This mesocosms experiment showed significant changes in both phyto- and zooplankton species dominance already in 3 days after alterations on nutrients availability, increased input of

allochthonous material, and reduced light availability. This documents that tropical planktonic communities can respond very fast to human perturbations, as alterations in the availability of nutrients, land derived organic material and changes in light availability. Initially, the phytoplankton community was dominated by Cyanobacteria (*Pseudanabaena catenata*, which represented about 55% of total phytoplankton abundance before variable addition). Higher densities of Cyanobacteria are observed in tropical mesotrophic environments (Barros, 2010; de J. Magalhães et al., 2019). The Cyanobacteria dominance is a strong pattern founded in Carioca Lake, as observed by Pinto-Coelho et al., (2008) from the introduction of two exotic predator species on many lakes of Rio Doce Park. It was observed a dominance of Cyanophyceae species on phytoplankton, loss of zooplankton species including the cladocerans presence, specifically in Carioca Lake. As expected, the addition of nutrients stimulated a rapid increase of phytoplankton density, favoring dominance of Chlorophyceae and Cyanobacteria, common in shallow and nutrient-enriched tropical environments (Calijuri et al., 2002; Soares et al., 2009), and reducing other groups already found in lower densities in the lake, as for example Dinophyceae, Conjugatophyceae, Cryptophyceae, and Trebouxiophyceae, evidenced by the lowest richness values observed in mesocosms with nutrient addition.

The nutrient enriched mesocosms presented a higher nitrogen (N) and phosphorus (P) concentrations that the considered limiting (Reynolds, 1999) until the end of experiment (12<sup>th</sup> day). Besides than, these mesocosms presented a higher pH value, probably due to increase on phytoplanktonic organisms. The higher photosynthetic activity provokes higher CO<sub>2</sub> removal from the system, which alters carbonate system on water, elevating pH (Talling, 1976). Chlorophyceae density was expressively elevated with *Chlorella* sp. dominating phytoplankton, different from the observed naturally in the lake. Although Cyanobacteria was the dominant group in treatments without nutrients addition (control, OM, SH, and OMSH), Cyanobacteria also increased its density in NUT mesocosms (NUT, OMNUT, NUTSH, OMNUTSH, (Table I, F=42.63, p<0.001), but exhibited a substitution of the dominant species of this group (from *P. catenata* at day 0 to *A. elachista*) observed in all mesocosms. As *Chlorella* sp., *A. elachista* is normally associated with shallow and eutrophic environments (Padisák et al., 2009), which can explain its co-occurrence in higher densities on NUT enriched mesocosms. Regardless of *A. elachista* was the dominant cyanobacteria during the experiment, our results suggest that this species may be inhibited by *Chlorella* sp. growth. Small non-colonial algae cells with large surface-volume ratio, as *Chlorella* sp., are better nutrients absorber from the environment, especially when they are found in abundance, as occurred in the mesocosms enriched with nutrients (Reynolds, 2007). This genus is well known in literature because of the rapid population growth and the short generation time, and its development can be essential to the development of other phytoplankton species, once it is considered as a pioneer species (Krichen et al., 2019).

At group dominance level, allochthonous OM addition did not change the structure of phytoplankton observed in the initial day, although it has stimulated the increase in densities of Chlorophyceae. Still, the increase of Chlorophyceae with OM addition (Table I, F=13.76,

$p < 0.001$ ), was much lower than those observed in nutrient-enriched mesocosms (see Fig. 1). Although phytoplankton strongly responded to nutrient addition, this response seems to be even higher when OM and nutrients were combined (OMNUT and OMNUTSH). The effect of allochthonous OM on phytoplankton growth can be direct, through increasing carbon and other nutrients bioavailability, due to photo- and biodegradation of organic compounds made by bacteria (Tranvik, 1990), abundant in these treatments (Ávila et al., 2019). Besides that, indirect effects of OM on phytoplankton are associated with water transparency reduction through high absorption of visible and UV radiation by aromatic compounds present on allochthonous OM (Zhou et al., 2019). Brighenti et al. (2015) reported photoinhibition of primary production in Carioca Lake. In this present study, photoinhibition was commonly detected in treatments without OM addition (Brighenti et al., 2018). Our results indicate an exacerbated effect in phytoplankton, especially in Chlorophyceae, when OM was added together with nutrients (OMNUT, OMNUTSH). This effect might be associated with the enormous nutritional availability from two different qualities and sources, besides water transparency reduction caused by allochthonous OM. The degradation of OM (by bacteria and photodegradation) is responsible for gradual availability of nutrients from this source, and this can be the main reason for *Chlorella* sp. population increasing in these treatments. Some studies have demonstrated through experiments performed with species from *Chlorella* genus that a biomass increase is observed on these organisms when an organic carbon source is offered, as occurred in a mixotrophic growth condition, while inorganic carbon availability increase (simulating phototrophic conditions) does not provoke the same effect in *Chlorella*'s biomass (Heredia-Arroyo et al., 2011; Rosa et al., 2020).

The shaded mesocosms including those combined with OM addition (SH, OMSH) showed phytoplankton densities as low as those found on day zero of the experiment and those found in control mesocosms. The Cyanobacteria *A. elachista* was the most abundant species in these mesocosms after day zero, suggesting the competitive success of this species in confined environments, once the dominating species on day zero was *P. catenata*. Besides, *A. elachista* is a colonial free-floating species, surrounded by mucilage, that provides the vertical locomotion of the colony to most luminous or nutrient-rich regions of the water column (Reynolds, 2007). We expected that mesocosms with less light availability were dominated by phytoplankton species tolerant to low light and confined conditions, and *A. elachista* dominance was observed in all treatments without nutrient addition. This species seems to be tolerant to low light conditions among other adversities, which shows the opportunistic feature of this group.

Although nutrients and allochthonous OM addition caused expressive alterations in the phytoplankton composition and abundance, such effects must be observed cautiously. Besides promoting bacterioplankton growth, the presence of humic substances in large amounts can restrict primary production of phytoplankton through light absorption (Jansson et al., 2000). Still, the Bacteria density data described by Ávila et al. (2019) to this experiment includes Cyanobacteria in its final count, but this group does not seem to have been overestimated in the analysis performed,

once bacteria and Cyanobacteria are separated in PCA performed (see Fig. 4), as ecosystem respiration strongly associates with bacterioplankton, and not with Cyanobacteria.

#### *Zooplankton responses to nutrients, OM, and shading addition*

The zooplankton community displayed distinct responses to those observed in the phytoplankton community (Fig. 4). Before the addition of OM and NUT, zooplankton was dominated by young forms of Copepods. About 56% of total abundance on day zero of the experiment was Cyclopoida nauplii, 23% was *Thermocyclops* copepodites and only 9% were adult forms of *T. minutus*. Rotifers represented only 5% of total organisms found, and it was in majority *K. americana*, while the main representative of cladocerans was *Bosmina tubicen*, with 6% from the total of organisms found. The young Cyclopoida dominance in habitual conditions can be a signal of survival strategy of these organisms, once the high abundance of young forms can guarantee the species maintenance. According to previous works, the young forms of Cyclopoida species are strongly predated especially by Chaoborus larvae, a very common organism present in many lakes of Rio Doce complex (Brito, 2005).

On the following days of the experiment, rotifers dominated in all mesocosms, including the control. However, the initial community of the mesocosms, just as the one usually found in the lake, is not naturally dominated by this group. The main reason that is probably responsible by Rotifera increase is the indirect effect caused by phytoplankton (including Chlorophyceae) and bacteria addition. According to Pourriot (1977), rotifers have a generalist food habits, feeding with phytoplankton, bacteria and even detritus. Besides, the dominance of this group can be explained by the instability of the mesocosms facility, as well as to their short life cycles and the type of life strategy (r-strategy) (Matsumura-Tundisi, 1997, Brito et al., 2011).

otifera was the second most abundant group. The dominance of rotifers in reservoirs is attributed to the instability of these environments, as well as to their short life cycles (r-strategy) (Matsumura-Tundisi 1999) and generalist food habits (Pourriot 1977).

The confinement of small portions of the original zooplankton community of the lake in the mesocosms can be an explanation for this dominance, once it evidences the opportunistic feature of Rotifera (Rodríguez and Matsumura-Tundisi, 2000). *Keratella americana* and *Hexarthra* sp. were the main species with density increasing. The NUT mesocosms, including those combined with other variables (NUT, OMNUT, NUTSH, OMNUTSH), presented the highest densities of rotifers. However, the highest mean density of rotifers was observed in OMNUT mesocosms, which might be related to phytoplankton increase in this treatment, through bottom-up effect, once the main rotifers found in mesocosms are filtering feeders (Gilbert and Bogdan, 1984; Schmid-Araya and Schmid, 2000). Moreover, a huge quantity of bacteria was added, associated with the allochthonous OM, and zooplankton presented a close relationship with bacterioplankton (Fig. 4), suggesting the microbial loop effect within the trophic relationships on the mesocosms.

Bacterioplankton can actively participate in the aquatic food chain as food for zooplankton, and not only through organic matter biodegrading (Porter, 1996, Hambright et al., 2007).

On the other hand, nutritional limitations and shading seem to have positive effects on copepods, mainly in the young forms of Cyclopoida. These organisms presented highest densities, besides day zero, on mesocosms that were only shaded (SH). The density values observed for copepods were negatively related to those found for Chlorophyceae, which had its highest growth in NUT treated mesocosms (NUT, OMNUT, NUTSH, OMNUTSH), and this comes together with the decreasing of other phytoplankton groups that were naturally found in low densities in the lake as Dinophyceae, Conjugatophyceae and Cryptophyceae. Previous studies registered a negative trophic relation between copepods and some species of genus Chlorophyceae found in tropical freshwater (Perbiche-Neves et al., 2007). Besides Copepoda, all zooplankton groups were positively influenced by shading on different treatments (Fig. 4, Table II). Fontanarrosa et al. (2010) performed a 30-day mesocosms experiment with different simulation of light scenarios to assess zooplankton response to artificial shading, and it was attested that the anoxia is the major driving force of the zooplankton response to shading simulation. Besides that, the feeding resource availability i.e., phytoplankton production in shading conditions did not seem to have a strong effect on the response of this community. Anoxia was not present in our experiment, once all mesocosms were daily homogenized. In other words, zooplankton growth in our experiment was not harmed by shading because our mesocosms experiment did not assess anoxia conditions. However, the zooplankton increase was not harmed, and in fact, it was even greater than the observed in the lake. This might occur because of the controlled environment nature of the experiment, since no zooplankton main predators as *Chaoborus* larvae and planktivorous fish were present on the mesocosms.

Nevertheless, the shading effect observed in zooplankton can be collateral and can be more related to *Chlorella* sp. inhibition growth. The mean phytoplankton density was even nine times lower on mesocosms without nutrient addition (control, OM, SH, OMSH) than in those with nutrient addition (NUT, OMNUT, NUTSH, OMNUTSH), which might be evidence that high densities of *Chlorella* sp. harm some zooplankton species, even if this species can serve as food for some representatives of this community. Eutrophication, in general, can have considerable impact on zooplankton diversity and species abundance. Eutrophic lakes can present high zooplankton biomass with small species richness (Gannon and Stemberger, 1978).

#### *The food chain relationship and the bottom-up effect*

The bottom-up effect was evidenced by nutritional availability (nutrients and OM addition) and the phytoplankton density with dominance of typical enrichment-environment species (ex: *Chlorella* sp.). In contrast, even that it was observed a considerable increase in rotifers with filtering potential (ex: *K. americana*, *C. coenobasis*, *Hexarthra* sp.) in nutrient or OM enriched mesocosms, no direct relationship was evidenced between phytoplankton and zooplankton. A possible explanation is that

it would be necessary more than 12 days of experiment observation to detect a trophic relationship between these communities.

The segregation of phytoplankton and zooplankton in this study (Fig. 4) suggests that high density of bacteria in mesocosms was an important food source for some species. The OM addition in correspondent mesocosms (OM, OMNUT, OMSH, OMNUTSH) was combined with a bacteria addition associated with that matter, and it can be responsible for an expressive presence of bacteria observed on these mesocosms (Work and Havens, 2003). Still, community segregation in this experiment may have been caused by algae quality produced on mesocosms enriched with nutrients. In a controlled experiment, it was found for *Chlorella vulgaris* a trade-off existent to avoid predation and becoming competitive. The exposure of those cells to *Brachionus calyciflorus*, a grazing Rotifer species, induced a rapid evolutionary response: the following generations of *C. vulgaris* were smaller and less nutritious, i.e., smaller concentrations of nitrogen and carbon per cells. Hence, those cells were less competitive if compared with the cultivated in the absence of predators (Yoshida et al., 2004). Furthermore, Stanković et al. (2020) demonstrated that some non-toxic species of the genus *Chlorella* can be indigestible to grazers, and act as a potential oxidative-stress and cause slow growth in Chironomidae larvae. The authors also showed that *Chlorella* sp. is normally dominant, and especially if nutrients and temperature are favorable, it is common to observe blooms of these algae in lentic systems. Our experiment was performed during summer, and nutrient addition – especially nitrogen – seems to be the key factor for this species growth on correspondent mesocosms. Carioca Lake is not usually dominated by *Chlorella* sp., probably because it is a mesotrophic lake (Petruccio et al. 2006; Brighenti et al., 2015), and the only organic matter inputs are through seasonal inputs of OM from the Atlantic forest on the surroundings, especially during rainy season (Reynolds, 2009).

### *Ecological implications*

The observed effects of nutrients and allochthonous OM addition and of the reduction of light availability on tropical plankton of Carioca Lake can help predict community responses to the many impacts to which similar aquatic ecosystems are exposed. Some of these impacts are changes in rainfall due to climate change, that becomes more expressive around the world and eutrophication. Changes in rain patterns are already a reality in the Middle Rio Doce region, where Carioca Lake is located. This lake has lost 60% of its volume since 2013, after prolonged drought events in the region (Antunes and Cupolillo, 2018). As a consequence of the lower volume, the concentration of nutrients and aromatic carbon has increased dramatically and the transparency of the water has decreased considerably (PELD monitoring, unpublished data). Besides, the substitution of native vegetation by Eucalyptus plantations around the lakes is increasing in the region, altering the quality and quantity of allochthonous OM that enters the lakes, besides light conditions along the water column. As demonstrated in this study, the OM input causes great changes in aquatic ecosystems, just as do the urbanization and land use changes (Wantzen et al., 2008). Thus, predicting consequences of these impacts to planktonic communities, which represents the base of

the aquatic food chain, is of crucial importance to higher trophic levels, lake functioning, with final consequences for humans and ecosystems services.

We demonstrate through this experiment, that changes in allochthonous OM and nutrients availability, even if in smaller quantities, as it occurred to OM treated mesocosms, was capable of drastically altering the structure of the plankton community in this tropical lake, in a short period. Chlorophyceae and Rotifera dominance was evidenced with nutrients and OM increase, with losses to diversity of species. Therefore, predicting the consequences of these problems in the functioning of the aquatic biota can be fundamental to protect and conserve aquatic tropical systems.

### *Conclusions*

Our results show that the addition of nutrients from different origins and shading can alter structure and dominance of phytoplankton and zooplankton communities. As expected, the inorganic nutrients addition (phosphorus and nitrogen) increased phytoplankton density. In these mesocosms (with NUT addition), the phytoplankton species dominance was replaced from *Pseudanabaena catenata* to *Chlorella sp.*, that occurred very superior densities than those observed in the lake. *Chlorella sp.* was also dominant in all treatments with nutrients addition, an opportunistic feature from this group, as observed in eutrophic environments. Treatments with organic matter addition presented dominance of *Aphanocapsa elachista*, a Cyanobacteria that occurs naturally in the lake, but it was favored by the darker conditions on these mesocosms. Shaded mesocosms presented similar phytoplankton densities from control mesocosms, and no photosensitive species were detected in higher densities in these mesocosms. The zooplankton community presented species substitution dominance in all mesocosms from young forms of Copepoda to Rotifera species, including in control. The mesocosms with nutrient addition presented higher densities of Rotifera, as expected as an evidence of bottom up control. Besides that, Rotifera also strongly responded to OM addition, evidenced by bacteria coupling, another expressive feeding source of this group. The shaded mesocosms were also dominated by Rotifera, with discrete values, as occurred in control mesocosms. Our experiments also suggest that the climate change increase can be an important driver to the alterations observed in these communities. For example, the occurrence of torrential rains can cause huge allochthonous OM input to the lake and unbalance these communities, which can act in the basis of aquatic food chain, being capable to trigger the unbalance on superior ecologic levels. This can lead to increasingly vulnerable tropical environments, with losses of ecological and economic value.

### **Acknowledgements**

The authors thank the support given by the project Carbon Cycling in Lakes (COCLAKE – CAPES Proc. Ne. 88881.030499/2013-01); the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) and the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) for financial support and scholarship. We thank the Forestry Institute of Minas Gerais (IEF-MG) for sampling

permit and all staff of Rio Doce State Park, as well as the team of Laboratório de Limnologia, Ecotoxicologia e Ecologia Aquática (LIMNEA) of Instituto de Ciências Biológicas in Universidade Federal de Minas Gerais (ICB/UFMG). Finally, we would like to thank Denise Tonetta, Marcelo Ávila, Ralph Tomé, Gustavo Turci, Patrícia Ferreira and Marcelo Costa for their contributions to the sampling and analysis. We thank the support of Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq); Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), (COCLake – CAPES Proc. Ne. 88881.030499/2013-01); Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG).

### **Data Availability Statement**

The data used in this research are being prepared to be published in the Global Biodiversity Information Facility ([www.gbif.org](http://www.gbif.org)) repository. In addition to the data, metadata will also be provided.

### **Conflict of Interest Statement**

The authors declare that there is no conflict of interest associated with this manuscript.

### **References**

- Antunes, D. A., & Cupolillo, F. (2018). Análise do balanço hídrico climatológico decenal do Parque Estadual do Rio Doce - PERD e entorno: Climatologia de 2005-2015 comparada com o ano anômalo 2013-2014. *Revista Brasileira de Climatologia*, 1.
- Ávila, M. P., Brandão, L. P., Brighenti, L. S., Tonetta, D., Reis, M. P., Stæhr, P. A., ... & Nascimento, A. M. (2019). Linking shifts in bacterial community with changes in dissolved organic matter pool in a tropical lake. *Science of The Total Environment*, 672, 990-1003.
- Barbosa, F. A., & Padisák, J. (2002). The forgotten lake stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 28(3), 1385-1395.
- Barbosa, F. A., & Padisák, J. (2002). The forgotten lake stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 28(3), 1385-1395.
- de Azevedo Barros, C. F. (2010). *Diversidade e ecologia do fitoplâncton em 18 lagoas naturais do médio Rio Doce* (Doctoral dissertation, Universidade Federal de Minas Gerais).
- Bezerra-Neto, J. F., Brighenti, L. S., & Pinto-Coelho, R. M. (2010). A new morphometric study of Carioca Lake, Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Minas Gerais State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 32(1), 49-54.



- Brandão, L. P. M. (2016) Caracterização e importância da matéria orgânica dissolvida em ecossistemas aquáticos tropicais. Doctoral thesis. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 147 pp.
- Brandão, L. P. M., Brighenti, L. S., Staehr, P. A., Asmala, E., Massicotte, P., Tonetta, D., ... & Bezerra-Neto, J. F. (2018). Distinctive effects of allochthonous and autochthonous organic matter on CDOM spectra in a tropical lake. *Biogeosciences*, *15*(9), 2931-2943.
- Brighenti, L. S., Staehr, P. A., Gagliardi, L. M., Brandao, L. P. M., Elias, E. C., de Mello, N. A. S. T., ... & Bezerra-Neto, J. F. (2015). Seasonal changes in metabolic rates of two tropical lakes in the Atlantic forest of Brazil. *Ecosystems*, *18*(4), 589-604.
- Brighenti, L. S., Staehr, P. A., M. Brandão, L. P., Barbosa, F. A., & Bezerra-Neto, J. F. (2018). Importance of nutrients, organic matter and light availability on epilimnetic metabolic rates in a mesotrophic tropical lake. *Freshwater Biology*, *63*(9), 1143-1160.
- Brito, S. L. (2005) Interações bióticas e abióticas das populações zooplancônicas das lagoas Carioca e Gambazinho (Parque Estadual do Rio Doce–Minas Gerais) e suas implicações na estrutura do tamanho de corpo. Master Dissertation.
- Brito, S. L., Maia-Barbosa, P. M., & Pinto-Coelho, R. M. (2011). Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, *16*(4), 253-264.
- Calijuri, M. D. C., Dos Santos, A. C. A., & Jati, S. (2002). Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP—Brazil). *Journal of plankton research*, *24*(7), 617-634.
- Carlsson, P., & Granéli, E. (1993). Availability of humic bound nitrogen for coastal phytoplankton. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *36*(5), 433-447.
- Carpenter, S. R., & Kitchell, J. F. (Eds.). (1996). *The trophic cascade in lakes*. Cambridge University Press.
- Cory, R. M., & Kling, G. W. (2018). Interactions between sunlight and microorganisms influence dissolved organic matter degradation along the aquatic continuum. *Limnology and Oceanography Letters*, *3*(3), 102-116.
- Davies-Colley, R. J., & Smith, D. G. (2001). Turbidity suspended sediment, and water clarity: a review 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *37*(5), 1085-1101.

- de J Magalhães, A. A., da Luz, L. D., & de Aguiar Junior, T. R. (2019). Environmental factors driving the dominance of the harmful bloom-forming cyanobacteria *Microcystis* and *Aphanocapsa* in a tropical water supply reservoir. *Water Environment Research*, *91*(11), 1466-1478.
- de Melo, M. L., Kothawala, D. N., Bertilsson, S., Amaral, J. H., Forsberg, B., & Sarmento, H. (2020). Linking dissolved organic matter composition and bacterioplankton communities in an Amazon floodplain system. *Limnology and Oceanography*, *65*(1), 63-76.
- Fontanarrosa, M. S., Chaparro, G., de Tezanos Pinto, P., Rodriguez, P., & O'Farrell, I. (2010). Zooplankton response to shading effects of free-floating plants in shallow warm temperate lakes: a field mesocosm experiment. *Hydrobiologia*, *646*(1), 231-242.
- Gagliardi, L. M., Brighenti, L. S., Staehr, P. A., Barbosa, F. A. R., & Bezerra-Neto, J. F. (2019). Reduced rainfall increases metabolic rates in upper mixed layers of tropical lakes. *Ecosystems*, *22*(6), 1406-1423.
- Gannon, J. E., & Stemberger, R. S. (1978). Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society*, 16-35.
- Gilbert, J. J., & Bogdan, K. G. (1984). 5. Rotifer Grazing. *Trophic interactions within aquatic ecosystems*, *85*, 97.
- Gontijo, B. M., & Britto, C. Q. (1997). Identificação e classificação dos impactos ambientais no Parque Florestal Estadual do Rio Doce–MG. *Geonomos*.
- Hagemann, S., Chen, C., Clark, D. B., Folwell, S., Gosling, S. N., Haddeland, I., ... & Wiltshire, A. J. (2013). Climate change impact on available water resources obtained using multiple global climate and hydrology models. *Earth System Dynamics*, *4*(1), 129-144.
- Hambright, K. D., Zohary, T., & Güde, H. (2007). Microzooplankton dominate carbon flow and nutrient cycling in a warm subtropical freshwater lake. *Limnology and Oceanography*, *52*(3), 1018-1025.
- Harrell, F. E. (2020). with contributions from Charles Dupont and many others (2017). "Hmisc: Harrell Miscellaneous". R package version 4.0-1.
- Henry, R., Tundisi, J. G., & Curi, P. R. (1984). Effects of phosphorus and nitrogen enrichment on the phytoplankton in a tropical reservoir (Lobo Reservoir, Brazil). *Hydrobiologia*, *118*(2), 177-185.
- Heredia-Arroyo, T., Wei, W., Ruan, R., & Hu, B. (2011). Mixotrophic cultivation of *Chlorella vulgaris* and its potential application for the oil accumulation from non-sugar materials. *Biomass and bioenergy*, *35*(5), 2245-2253.

- Hosmani, S. P. (2013). Fresh Water Algae as Indicators of Water Quality. *Universal Journal of Environmental Research & Technology*, 3(4).
- Jakobsen, H. H., Blanda, E., Staehr, P. A., Højgård, J. K., Rayner, T. A., Pedersen, M. F., ... & Hansen, B. W. (2015). Development of phytoplankton communities: implications of nutrient injections on phytoplankton composition, pH and ecosystem production. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 473, 81-89.
- Jansson, M. (1998). Nutrient limitation and bacteria—phytoplankton interactions in humic lakes. In *Aquatic Humic Substances* (pp. 177-195). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Jansson, M., Bergström, A. K., Blomqvist, P., & Drakare, S. (2000). Allochthonous organic carbon and phytoplankton/bacterioplankton production relationships in lakes. *Ecology*, 81(11), 3250-3255.
- JURGENS, K. (1994). Impact of Daphnia on planktonic. *Marine Microbial Food Webs*, 8(1-2), 295-324.
- Klug, J. L. (2002). Positive and negative effects of allochthonous dissolved organic matter and inorganic nutrients on phytoplankton growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(1), 85-95.
- Krichen, E., Rapaport, A., Le Floch, E., & Fouilland, E. (2019). Demonstration of facilitation between microalgae to face environmental stress. *Scientific reports*, 9(1), 1-11.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P. B., & Christensen, R. H. (2017). lmerTest package: tests in linear mixed effects models. *Journal of statistical software*, 82(13), 1-26.
- Litchman, E. (2003). Competition and coexistence of phytoplankton under fluctuating light: experiments with two cyanobacteria. *Aquatic Microbial Ecology*, 31(3), 241-248.
- Lund, J. W. G., Kipling, C., & Le Cren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11(2), 143-170.
- Matsumura-Tundisi T., Rocha O. & Tundisi J. G. (1997) Carbon uptake by *Scolodiatomus corderoi* and *Thermocyclops minutus* feeding on different size fractions of phytoplankton from Lake Dom Helvécio. In: *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil* (eds J. G. Tundisi & Y. Saijo) pp. 275–84. BAS/ÆESC-USP/CRHEA, Rio de Janeiro
- McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T., & Andersen, D. T. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, 46(1), 38-48.

- Morris, D. P., Zagarese, H., Williamson, C. E., Balseiro, E. G., Hargreaves, B. R., Modenutti, B., ... & Queimalinos, C. (1995). The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 40(8), 1381-1391.
- Munawar, M., & Wilson, J. B. (1978). Phytoplankton-zooplankton associations in Lake Superior: A statistical approach. *Journal of Great Lakes Research*, 4(3-4), 497-504.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10(631-637), 719.
- Padisák, J., Crossetti, L. O., & Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621(1), 1-19.
- Pålsson, C., & Granéli, W. (2004). Nutrient limitation of autotrophic and mixotrophic phytoplankton in a temperate and tropical humic lake gradient. *Journal of Plankton Research*, 26(9), 1005-1014.
- Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science*, 9(2), 110-118.
- Perbiche-Neves, G., Serafim-Júnior, M., Ghidini, A. R., & Brito, L. D. (2007). Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguaçú River, Paraná, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(4), 393-406.
- Petrucio, M. M., Barbosa, F. A., & Furtado, A. L. (2006). Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, south-east Brazil. *Limnologica*, 36(3), 192-203.
- Pinto-Coelho, R. M., Bezerra-Neto, J. F., Miranda, F., Mota, T. G., Resck, R., Santos, A. M., ... & Barbosa, F. A. R. (2008). The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68, 1025-1037.
- Porter, K. G. (1996). Integrating the microbial loop and the classic food chain into a realistic planktonic food web. In *Food Webs* (pp. 51-59). Springer, Boston, MA.
- Pourriot R. (1977) Food and feeding habits of Rotifera. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 8, 243–60
- Pujoni, D. G. F. (2015). Padrões Espaço-Temporais da comunidade planctônica do complexo lacustre do Médio Rio Doce.

- Qin, B., Gao, G., Zhu, G., Zhang, Y., Song, Y., Tang, X., ... & Deng, J. (2013). Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*, 58(9), 961-970.
- Reynolds, C. S. (1980). Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Ecography*, 3(3), 141-159.
- Reynolds, C. S. (1999). Non-determinism to probability, or N: P in the community ecology of phytoplankton. *Archiv für Hydrobiologie*, 23-35.
- Reynolds, C. S. (2007). Variability in the provision and function of mucilage in phytoplankton: facultative responses to the environment. *Hydrobiologia*, 578(1), 37-45.
- Reynolds, C. S. (2009). Hydrodynamics and mixing in lakes, reservoirs, wetlands and rivers. *Biogeochemistry of inland waters: a derivative of encyclopedia of inland waters*, Cary Institute of Ecosystem Studies Millbrook, NY, USA.
- Rosa, A. P. C. D., Moraes, L., Morais, E. G. D., & Costa, J. A. V. (2020). Fatty Acid Biosynthesis from Chlorella in Autotrophic and Mixotrophic Cultivation. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 63.
- Team, R. C. (2013). R: A language and environment for statistical computing.
- Rodríguez, M. P., & Matsumura-Tundisi, T. (2000). Variation of density, species composition and dominance of rotifers at a shallow tropical reservoir (Broa Reservoir, SP, Brazil) in a short scale time. *Revista brasileira de biologia*, 60(1), 01-09.
- Roland, F., Huszar, V. L. M., Farjalla, V. F., Enrich-Prast, A., Amado, A. M., & Ometto, J. P. H. B. (2012). Climate change in Brazil: perspective on the biogeochemistry of inland waters. *Brazilian Journal of Biology*, 72(3), 709-722.
- Schmid-Araya, J. M., & Schmid, P. E. (2000). Trophic relationships: integrating meiofauna into a realistic benthic food web. *Freshwater Biology*, 44(1), 149-163.
- Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of statistical software*, 25(1), 1-18.
- Silva, L. H. S. (1999). Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2), 281-303.
- Soares, M. C. S., Rocha, M. I. D. A., Marinho, M. M., Azevedo, S. M., Branco, C. W., & Huszar, V. L. (2009). Changes in species composition during annual cyanobacterial dominance in a tropical reservoir: physical factors, nutrients and grazing effects. *Aquatic Microbial Ecology*, 57(2), 137-149.

- Staeher, P. A., & Sand-Jensen, K. A. J. (2006). Seasonal changes in temperature and nutrient control of photosynthesis, respiration and growth of natural phytoplankton communities. *Freshwater Biology*, 51(2), 249-262.
- Stanković, N., Kostić, I., Jovanović, B., Savić-Zdravković, D., Matić, S., Bašić, J., ... & Milošević, D. (2020). Can phytoplankton blooming be harmful to benthic organisms? The toxic influence of *Anabaena* sp. and *Chlorella* sp. on *Chironomus riparius* larvae. *Science of The Total Environment*, 729, 138666.
- Talling, J. F. (1976). The depletion of carbon dioxide from lake water by phytoplankton. *The Journal of Ecology*, 79-121.
- Tranvik, L. J. (1990). Bacterioplankton growth on fractions of dissolved organic carbon of different molecular weights from humic and clear waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(6), 1672-1677.
- Tucci, A., Sant'Anna, C. L., Gentil, R. C., & Azevedo, M. D. P. (2006). Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea*, 33(2), 147-175.
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Mitteilungen*, 9(1), 1-38.
- Vähätalo, A. V., Salonen, K., Münster, U., Järvinen, M., & Wetzel, R. G. (2003). Photochemical transformation of allochthonous organic matter provides bioavailable nutrients in a humic lake. *Archiv für Hydrobiologie*, 156(2), 287-314.
- Verburg, P., Schallenberg, M., Elliott, S., & McBride, C. G. (2018). Nutrient budgets in lakes. In *Lake Restoration Handbook* (pp. 129-163). Springer, Cham.
- Vieira, S. A., Alves, L. F., Aidar, M., Araújo, L. S., Baker, T., Batista, J. L. F., ... & Trumbore, S. E. (2008). Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 8(2), 0-0.
- Villafañe, V. E., & Reid, F. M. H. (1995). Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. *Manual de métodos ficológicos. Universidad de Concepción, Concepción*, 169-185.
- Wantzen, K. M., Yule, C. M., Mathooko, J. M., & Pringle, C. M. (2008). Organic matter processing in tropical streams. In *Tropical stream ecology* (pp. 43-64). Academic Press.
- Welch, E. B., & Cooke, G. D. (2005). Internal phosphorus loading in shallow lakes: importance and control. *Lake and reservoir management*, 21(2), 209-217.

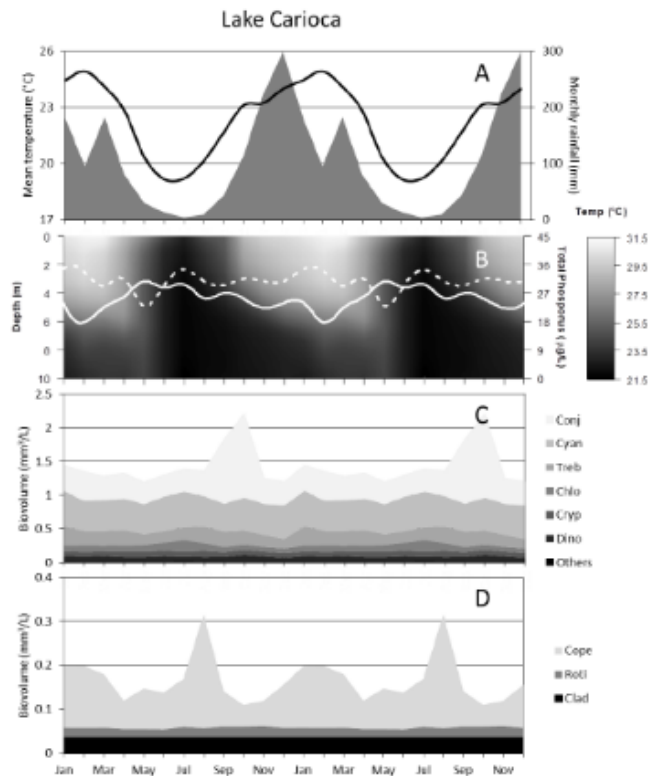
Work, K. A., & Havens, K. E. (2003). Zooplankton grazing on bacteria and cyanobacteria in a eutrophic lake. *Journal of Plankton Research*, 25(10), 1301-1306.

Yoshida, T., Hairston Jr, N. G., & Ellner, S. P. (2004). Evolutionary trade-off between defence against grazing and competitive ability in a simple unicellular alga, *Chlorella vulgaris*. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(1551), 1947-1953.

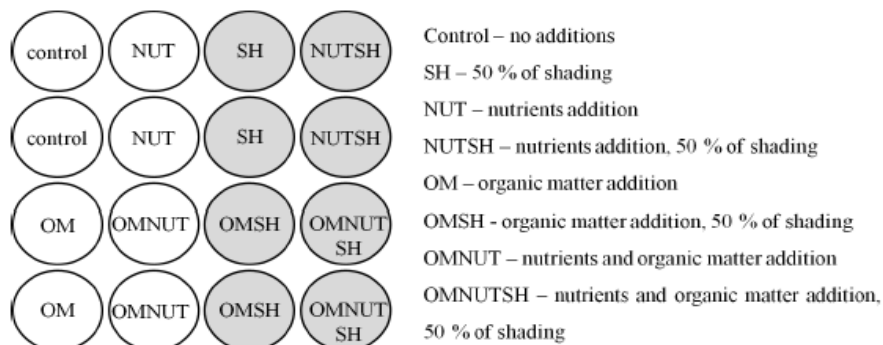
Zhou, Q., Wang, W., Huang, L., Zhang, Y., Qin, J., Li, K., & Chen, L. (2019). Spatial and temporal variability in water transparency in Yunnan Plateau lakes, China. *Aquatic Sciences*, 81(2), 1-14.

## Supplementary data

**Fig. S1- Physicochemical components and planktonic groups found on Carioca Lake, extracted from the timeless series decomposition during the monthly sampling period (2000 to 2012). Seasonality was duplicated (2 identical years) to favor observation in December and January. In A: Continuous line defines temperature and rainfall. In B: Continuous line marks the photic zone limits (3 times Secchi's disc depth) and the dotted line represents total phosphorus concentration. In C and D: Biovolume representation from the phytoplankton and zooplankton groups, respectively. (Source: *Pujoni 2015*).**



**Fig. S2- Schematic figure of the factorial design of the mesocosms experiment. (Source: Brandão et al., 2018).**





**Table S1 – Relative abundance of main phytoplankton groups and species, separated by mesocosms treatments**

<i>Treatment</i>	<i>Most abundant group</i>	<i>General %</i>	<i>Most abundant species</i>
<i>Control</i>	Cyanobacteria	72.40%	<i>Pseudanabaena catenata</i>
<i>NUT</i>	Chlorophyceae	52.98%	<i>Chlorella</i> sp.
<i>SH</i>	Cyanobacteria	74.13%	<i>Aphanocapsa elachista</i>
<i>NUTSH</i>	Chlorophyceae	69.01%	<i>Chlorella</i> sp.
<i>OM</i>	Cyanobacteria	54.37%	<i>Aphanocapsa elachista</i>
<i>OMNUT</i>	Chlorophyceae	86.45%	<i>Chlorella</i> sp.
<i>OMSH</i>	Cyanobacteria	60.52%	<i>Aphanocapsa elachista</i>
<i>OMNUTSH</i>	Chlorophyceae	80.62%	<i>Chlorella</i> sp.

**Table S2 – Relative abundance of main zooplankton groups and species, separated by mesocosms treatments**

<i>Treatment</i>	<i>Most abundant group</i>	<i>General %</i>	<i>Most abundant species</i>
<i>Control</i>	Rotifera	56.03%	<i>Hexarthra</i> sp.
<i>NUT</i>	Rotifera	91.29%	<i>Keratella americana</i>
<i>SH</i>	Rotifera	69.98%	<i>Keratella americana</i>
<i>NUTSH</i>	Rotifera	80.73%	<i>Keratella americana</i>
<i>OM</i>	Rotifera	79.03%	<i>Keratella americana</i>
<i>OMNUT</i>	Rotifera	89.81%	<i>Keratella americana</i>
<i>OMSH</i>	Rotifera	79%	<i>Conochilus coenobasis</i>
<i>OMNUTSH</i>	Rotifera	76.17%	<i>Hexarthra</i> sp.

**Table S3 – Mean and standard deviation from the main parameters measured in mesocosms, separated by treatment. T (°C), Temperature (in degrees Celsius); TP, total phosphorus ( $\mu\text{M}$ ); TN, total nitrogen ( $\mu\text{M}$ ); Chl-a, chlorophyll-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ );  $\text{Kd}_{\text{PAR}}$ , attenuation of photosynthetically active radiation ( $\text{m}^{-1}$ );  $\text{Kd}_{\text{UV}}$ , attenuation of ultraviolet radiation ( $\text{m}^{-1}$ ); DOC, dissolved organic carbon ( $\text{mg L}^{-1}$ ); Phytoplankton ( $\text{Org mL}^{-1}$ ) and Zooplankton ( $\text{org L}^{-1}$ ).**

<i>Treatment</i>	<i>Variable</i>	<i>Mean ± SD</i>	<i>Treatment</i>	<i>Variable</i>	<i>Mean ± SD</i>
<b>Control</b>	T (°C)	30.96 ± 0.26	<b>OM</b>	T (°C)	31.01 ± 0.23
	pH	6.17 ± 0.22		pH	6.64 ± 0.65
	TP	1.31 ± 1.46		TP	1.59 ± 0.87
	TN	0.04 ± 0.002		TN	0.04 ± 0.003
	Chl-a	2.51 ± 0.98		Chl-a	5.29 ± 2.66
	Kd <sub>PAR</sub>	0.94 ± 0.27		Kd <sub>PAR</sub>	1.05 ± 0.27
	Kd <sub>UV</sub>	5.20 ± 0.96		Kd <sub>UV</sub>	7.00 ± 1.74
	DOC	8.05 ± 0.44		DOC	8.64 ± 0.25
	Phytoplankton	6961.07 ± 1859.23		Phytoplankton	7195.95 ± 2337.05
	Zooplankton	293.18 ± 234.49		Zooplankton	684.65 ± 477.80
<b>NUT</b>	T (°C)	30.94 ± 0.27	<b>OMNUT</b>	T (°C)	31.02 ± 0.24
	pH	7.48 ± 0.69		pH	7.58 ± 0.84
	TP	6.09 ± 1.99		TP	5.48 ± 1.31
	TN	0.06 ± 0.006		TN	0.07 ± 0.006
	Chl-a	11.71 ± 7.17		Chl-a	11.65 ± 4.98
	Kd <sub>PAR</sub>	1.47 ± 0.65		Kd <sub>PAR</sub>	1.41 ± 0.43
	Kd <sub>UV</sub>	5.82 ± 0.90		Kd <sub>UV</sub>	7.78 ± 1.63
	DOC	8.18 ± 0.38		DOC	8.76 ± 0.43
	Phytoplankton	49333.93 ± 54133.41		Phytoplankton	69685.65 ± 65597.99
	Zooplankton	936.00 ± 791.91		Zooplankton	1122.65 ± 846.91
<b>SH</b>	T (°C)	31.04 ± 0.24	<b>OMSH</b>	T (°C)	31.06 ± 0.25
	pH	6.21 ± 0.15		pH	6.46 ± 0.75
	TP	1.19 ± 1.14		TP	1.30 ± 0.49
	TN	0.04 ± 0.001		TN	0.04 ± 0.002
	Chl-a	2.57 ± 0.70		Chl-a	6.63 ± 3.64
	Kd <sub>PAR</sub>	1.00 ± 0.23		Kd <sub>PAR</sub>	1.21 ± 0.44
	Kd <sub>UV</sub>	5.12 ± 0.95		Kd <sub>UV</sub>	6.99 ± 1.46
	DOC	7.84 ± 0.28		DOC	8.45 ± 0.20
	Phytoplankton	5759.01 ± 1561.11		Phytoplankton	7301.47 ± 1333.76
	Zooplankton	460.25 ± 381.43		Zooplankton	763.48 ± 637.87
<b>NUTSH</b>	T (°C)	31.02 ± 0.26	<b>OMNUTSH</b>	T (°C)	31.07 ± 0.24
	pH	7.27 ± 0.75		pH	7.36 ± 0.89
	TP	5.20 ± 1.18		TP	6.49 ± 1.09
	TN	0.07 ± 0.009		TN	0.07 ± 0.0007
	Chl-a	11.23 ± 7.06		Chl-a	13.04 ± 4.54
	Kd <sub>PAR</sub>	1.22 ± 0.34		Kd <sub>PAR</sub>	1.44 ± 0.56
	Kd <sub>UV</sub>	5.95 ± 0.69		Kd <sub>UV</sub>	7.93 ± 1.57
	DOC	8.00 ± 0.34		DOC	8.59 ± 0.33
	Phytoplankton	37938.74 ± 46506.68		Phytoplankton	65845.74 ± 67113.99
	Zooplankton	917.58 ± 600.05		Zooplankton	891.58 ± 638.62

**Table S4 – Total species richness on phytoplankton and zooplankton community, separated by mesocosms treatments and per sampling days.**

	MEAN RICHNESS BETWEEN MESOCOSMS PER DAY									
	Phytoplankton					Zooplankton				
	0	1	2	3	0	1	2	3	4	
CONTROL	22	15	10	10,5	6	12	9,5	12,5	8,5	
NUT	22	18	9,5	5	6	10,5	10	8	7	
SH	22	17,5	11	18	6	7	9	9	11	
NUTSH	22	11,5	7,5	11	6	9,5	8	8,5	12	
OM	22	10,5	16,5	20	6	10	6,5	10,5	8	
OMNUT	22	12	6,5	6,5	6	11	8,5	17,5	12,5	
OMSH	22	11	13,5	18,5	6	10	10	11,5	6	
OMNUTSH	22	11	7,5	5	6	9,5	7	10	7	

## **CAPÍTULO 2 -Variabilidade no padrão de chuvas pode alterar drasticamente a qualidade das águas interiores: um estudo de caso em um lago natural tropical**

### **Resumo**

Mudanças regionais no padrão de chuvas estão se tornando cada vez mais comuns com o aumento da temperatura global na última década. Estas mudanças podem impactar corpos d'água e modificar diferentes processos ecológicos que ocorrem neles, como a participação de lagos no ciclo hidrológico do planeta e na ciclagem de nutrientes, especialmente em ambientes tropicais, que são hotspots de biodiversidade. Por isso, é importante entender como diferentes parâmetros de qualidade da água em lagos tropicais respondem à perda de volume causada por baixa pluviosidade e alta incidência solar. Avaliamos os parâmetros de qualidade e quantidade de matéria orgânica, além de parâmetros ópticos e nutricionais de um lago tropical localizado no Parque Estadual do Rio Doce, e que perdeu cerca de 60% de seu volume total após um evento de seca extrema em 2013. As análises foram organizadas de forma anterior e posterior ao evento de seca, com amostragens mensais ao longo dos anos de 2011 a 2013 e 2017 a 2019. Após o período de seca, observou-se a ocorrência de chuvas mais escassas durante a estação chuvosa, entretanto mais intensas, o que alterou a dinâmica da entrada de matéria orgânica alóctone. Entretanto, esse período de chuva não foi suficiente para a reposição do volume de água encontrado antes da seca prolongada na lagoa. Além disso, as estações secas se tornaram mais quentes, e colaboraram ainda mais para a evaporação de água e a fotodegradação da matéria orgânica alóctone, tornando a lagoa mais concentrada em nutrientes e com maior produção primária. Como consequência desse processo, a lagoa também ficou menos transparente. Maiores concentrações de parâmetros indicadores do grau de trofia e qualidade da água, como nutrientes e parâmetros ópticos foram observados no segundo período de coleta entre 2017 e 2019. O monitoramento de lagos tropicais pode funcionar como importante sentinela do clima e de outros impactos antrópicos, e quando feito no longo prazo, pode servir de modelo para planejamento e gestão do manejo de lagos tropicais em todo o planeta.

### **Abstract**

Regional changes in rain patterns are becoming more common since the global temperature increase registered in the last decade. These changes can impact water bodies by modifying different ecological processes, such as the participation of lakes in hydrological cycle or in nutrient cycling, especially in tropical environments, that are biodiversity hotspots. Therefore, it is important to understand how different water quality parameters in tropical lakes respond to volume loss caused by low rainfall and high solar incidence. We evaluate carbon quality and quantity parameters, in addition to optical and nutritional parameters of a tropical lake located in Rio Doce State Park, that experimented volume loss of approximately 60%, after an extreme drought event, during the period of 2013-2014. The analyses were organized in two temporal seasons: before and after the extreme drought event, with monthly analysis through the years of 2011 to 2013 and 2017 to 2019. After the drought event, less rain events during the rainy season occurred, but those were very strong, which altered the allochthonous organic matter input dynamics. However, the rain was not sufficient to replenish the water volume in the lake. Besides, the dry season had become hotter, collaborating even more to water evaporation and allochthonous organic matter photodegradation, transforming the lake in a more nutrient concentrated and with higher primary production. As

consequence, the lake has become less transparent. Greater values of parameters of trophic degree and water quality, such as nutrients and optical parameters, were observed in the second sampling period, that occurred between 2017 and 2019. The tropical lakes' monitoring can be an important climate and other anthropic impacts sentinel, and if made through long term, they can serve as model to management and planning of tropical lakes around the whole planet.

## **Introdução**

Ecossistemas aquáticos continentais abrigam uma grande biodiversidade e processos biogeoquímicos essenciais na natureza. Fortemente conectados ao ambiente terrestre, esses ambientes respondem a mudanças e impactos que ocorrem dentro ou no entorno deles. Estas mudanças podem ocorrer naturalmente, fazendo parte da história geológica do ecossistema. O entendimento desde seu processo até suas consequências é de extrema importância para definir novos passos na conservação e manejo de ambientes naturais. Os impactos antrópicos, em particular, representam uma ameaça de grande força, como o aumento exponencial da população humana desde o fim do século XXI e a consequente necessidade de cada vez mais recursos - inclusive a água (Gustafson et al., 2020). Existem cerca de 117 milhões de lagos permanentes maiores que 0,002km<sup>2</sup> no planeta, cobrindo cerca de 3,7% da área não congelada da Terra (Verpoorter et al., 2014). Ainda assim, a água é um recurso limitante, e as alterações e distúrbios em que os ambientes aquáticos experimentam na atualidade podem comprometer esses ambientes e tornar a água imprópria para consumo humano e inóspita para muitos organismos (UNESCO, 2021).

Em escala global, é possível observar eventos de aumento da concentração de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) atmosférico (Bacastow et al., 1985). O CO<sub>2</sub> é um importante gás de efeito estufa proveniente da queima das reservas de combustíveis fósseis armazenadas no subsolo, utilizadas como combustível em processos industriais. O aumento da concentração deste gás essencial para a vida no planeta colabora para o aumento da temperatura média registrada a cada ano (Kuo et al., 1990; Hashimoto, 2019), que por sua vez tem alterado os padrões de chuva, ciclo hídrico global e a distribuição de água no planeta. Nos ecossistemas tropicais essas alterações têm sido cada vez mais perceptíveis com frequentes episódios de tufões, tempestades, secas extremas entre outros eventos catastróficos (Yin et al., 2018).

A Mata Atlântica brasileira vem sofrendo devastação desde a época do Brasil colônia e, assim como muitos biomas brasileiros, seus remanescentes vêm sendo fortemente desmatados e substituídos por áreas urbanas e de agropecuária. As áreas protegidas, como o Parque do Rio Doce (PERD), maior remanescente de Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, são sensíveis a diferentes impactos por serem circundadas por áreas degradadas e de cultivo de monoculturas e criação de gado (Sohng et al., 2017). O PERD está inserido na região do Médio Rio Doce, a qual contempla um sistema lacustre composto por mais de 300 lagos naturais (Maillard et al. 2012), formados no Pleistoceno, a partir da desembocadura dos antigos afluentes dos rios Doce e Piracicaba (Pflug, 1969).

Além das mudanças globais observadas quanto ao clima, o desmatamento pode amplificar mudanças relacionadas ao aumento das temperaturas, com alterações nos padrões de chuva provocados pela maior evaporação da água e acúmulo da mesma na atmosfera (Dai et al., 2018). Estes e outros efeitos são capazes de modificar o microclima local e fazer com que os distúrbios

climáticos associados tenham efeitos ainda mais fortes, causando prejuízos ambientais e econômicos. Um estudo realizado por Antunes e Cupolillo (2018) evidenciou a ocorrência de episódios com deficiências hídricas anômalas nos anos de 2013 e 2014, além de altas temperaturas registradas ocorridos em decêndios não previstos pela climatologia para a região do Médio Rio Doce. Para este estudo, foram utilizadas informações de três estações climatológicas da região que atestaram a ocorrência de veranicos sequenciais durante o período chuvoso na região do PERD. Os veranicos são fenômenos meteorológicos caracterizados por períodos de estiagem acompanhados por calor intenso, com forte insolação e baixa umidade relativa do ar. Estes eventos podem ter engatilhado mudanças ecossistêmicas nas lagoas do Médio Rio Doce, inclusive numa lagoa em particular, a Lagoa Carioca, provocando perceptível perda de volume e mudança em diferentes processos.

O programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração tem monitorado desde 2000 um conjunto de lagos situados dentro do PERD e no seu entorno (PELD-CNPq Site 4, PELD-CNPq Proc. 403698/2012-0), e a lagoa Carioca, observada neste estudo, é um dos ambientes monitorados para qualidade de água e biota aquática desde 1999 ([www2.icb.ufmg.br/limneapeld/site/index.php](http://www2.icb.ufmg.br/limneapeld/site/index.php)). Sabe-se que a entrada de matéria orgânica dissolvida (DOM - do inglês “Dissolved Organic Matter”) e nutrientes na Carioca ocorre em sua maioria via escoamento superficial durante a estação chuvosa (primavera e verão), mas grande parte destes compostos de origem alóctone, ao entrarem na coluna d’água do lago permanecem abaixo da termoclina devido a diferenças na temperatura (Reynolds, 2009). Durante o período de mistura (outono e inverno), o carbono orgânico dissolvido (DOC – do inglês “Dissolved Organic Carbon”), matéria orgânica dissolvida colorida (CDOM -do inglês “Coloured Dissolved Organic Matter”) e nutrientes se distribuem na coluna d’água, aumentando a concentração e a disponibilidade destes na superfície, aumentando também a produção primária e as taxas de respiração na lagoa (Brighenti et al., 2015).

Após o período de deficiência hídrica ocorrido entre os anos de 2013 e 2014 na região demonstrado por Antunes e Cupolillo (2018), a lagoa apresentou perda de volume considerável, refletindo em perda na profundidade máxima (Viana et al., 2021). Os anos seguintes apresentaram mudanças no padrão de chuva, dificultando a reposição dos níveis de água que garantem a manutenção da profundidade da lagoa. As mudanças no volume, coloração, transparência e qualidade da água foram visualmente perceptíveis ao longo do monitoramento PELD. Entender as propriedades do CDOM e da ciclagem do carbono em ecossistemas aquáticos é uma importante forma de entender as características do DOM presente e de suas implicações ambientais (Coble, 2007; Hansen et al., 2016). Conhecer as fontes e o ciclo de CDOM nos ecossistemas é crucial para o gerenciamento e previsão dos resultados das mudanças ambientais. Observamos atualmente a ocorrência de eventos de forte pluviosidade em meses específicos da estação chuvosa, que permanece em estiagem após estes eventos esporádicos. Nestes meses, o acumulado pluviométrico mensal aparece frequentemente menor que a normal climatológica. Isso evidencia a ocorrência de poucas chuvas, mas muito fortes e concentradas em alguns meses, enquanto no resto do ano, poucas chuvas ocorrem e altas temperaturas são registradas.

Devido a suas propriedades ópticas e pela influência exercida na cor da água, medidas de CDOM podem ser utilizadas para monitorar a qualidade da água (Zhao et al., 2017; Shang et al., 2019; Foden et al., 2008). A dinâmica do DOM também pode auxiliar na compreensão sobre a poluição ambiental no contexto das mudanças climáticas e dos processos prejudicados por estas mudanças nos ecossistemas (Schindler, 2009; Tranvik et al., 2009). Um grande exemplo é a perda de volume

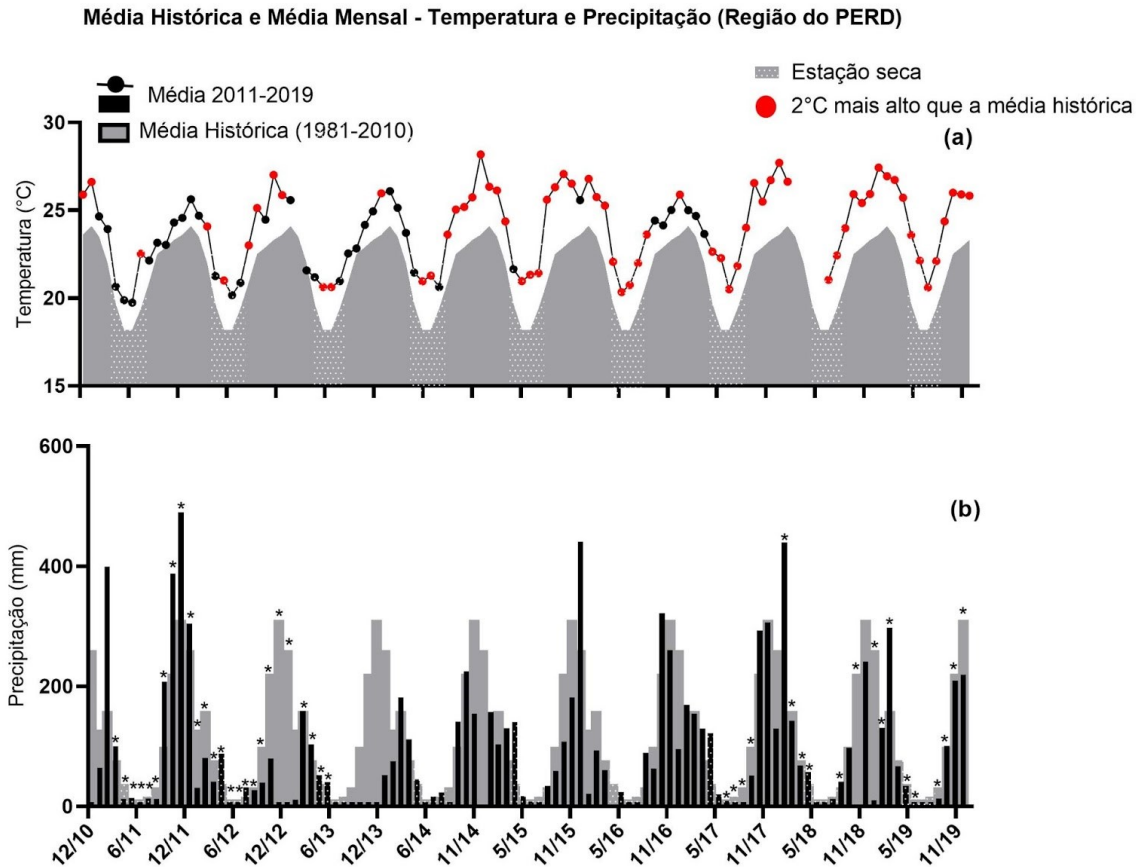
como agente promotor de eutrofização e de blooms de cianobactérias (Brasil et al., 2016), além do escurecimento de lagos já considerados húmicos, que possuem baixa produtividade primária principalmente em ambientes onde a radiação solar pode ser considerada um recurso limitante (Drakare et al., 2002). Além do DOM, as concentrações de nitrogênio e fósforo e dos sólidos suspensos na água também fornecem importantes informações sobre sua qualidade. Os nutrientes são essenciais para a produtividade primária, e muitas vezes são limitantes nos ambientes aquáticos (Assis Esteves, 1998). Os sólidos totais em suspensão (TSS, do inglês “total suspended solids”) englobam a presença de matérias de diferentes origens, como sedimento suspenso e o plâncton por exemplo. Estes materiais são capazes de atenuar a luz solar. Quando encontrados em grandes concentrações, geralmente por razões de cunho antrópico como a entrada de esgoto em lagos e rios, os nutrientes podem ser responsáveis por desencadear a ocorrência de blooms algais e a consequente eutrofização destes ambientes (Ansari et al., 2010).

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar as alterações na qualidade da água (quanto a concentração de nutrientes, grau de trofia, transparência, cor, características espectrais e propriedades ópticas) que ocorreram na lagoa Carioca através da comparação entre dois períodos distintos, sendo um antes (2011 a 2013) e outro após (2017-2019) o período de seca prolongada observado entre 2013-2014. Desta forma, nossa hipótese é que a perda de volume na Lagoa Carioca ocorrida entre 2013 e 2014 alterou fortemente as concentrações dos parâmetros de qualidade de água que são a base para o cálculo do índice de estado trófico (IET): Nitrogênio total (NT), Fósforo total (PT), e a clorofila-a (clor-a). Para os parâmetros ópticos, nossa hipótese é que houve uma redução na transparência da água da lagoa pelo acúmulo de matéria orgânica de origem alóctone e aumento de clor-a na coluna d’água.

## **Materiais e métodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado na Lagoa Carioca (19° 45’ 26.0” S; 42° 37’ 06.2” W), um lago natural localizado na porção sul do Parque Estadual do Rio Doce (PERD, Minas Gerais, Brasil). O PERD é o maior remanescente de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, com 36000 hectares de floresta, e um complexo de lagos que ocupa 9.8% (3530 hectares) da área total. Esta região do estado vem apresentando mudanças nos padrões de pluviosidade e aumento na temperatura média mensal no passar dos últimos anos, com chuvas cada vez mais fortes e concentradas, além de períodos de seca mais rigorosos e quentes (Figura 1, dados: INMET). A Lagoa Carioca é classificada como um lago monomítico quente, com período de mistura durante a estação seca (maio a agosto), e período de estratificação durante a estação chuvosa (setembro a abril). De acordo com Petrúcio et al. (2006) e Brighenti et al. (2015), este lago é mesotrófico, apresentando 5.6-21.4  $\mu\text{g L}^{-1}$  de fósforo total, com média anual do epilímnio em 13.9  $\mu\text{g L}^{-1}$ ; e Clor-a: 1.3-16.6  $\mu\text{g L}^{-1}$ , média anual do epilímnio em 7.7  $\mu\text{g L}^{-1}$ .



**Figura 1- Dados meteorológicos de temperatura (°C) e pluviosidade (mm). Os dados foram obtidos das estações climatológicas de Caratinga, Ipatinga (Usiminas) e Timóteo. Os asteriscos (\*) presentes nas barras da Figura 1(b) indicam os meses de amostragem. (dados disponíveis em: INMET).**

#### *Amostragem temporal*

As coletas temporais foram realizadas em único ponto (mais profundo da lagoa) na região limnética, em dois diferentes períodos: um antecedente e um consecutivo ao ano anômalo de seca (2013-2014). O período que antecede a seca de 2013-2014 possui coletas mensais entre os meses de maio de 2011 a junho de 2013. O período de amostragem posterior à seca de 2013-2014 ocorreu de julho de 2017 a dezembro de 2019. Todos os meses de amostragem estão destacados na Figura 1.

#### *Coleta e processamento de amostras em campo*

As coletas de água foram realizadas a meio metro de profundidade, utilizando uma garrafa de Van Dorn (5L). Amostras para análise de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) foram separadas e congeladas sem filtragem. Parte da água coletada foi imediatamente filtrada para análise de Clor-a (filtro Millipore com poro de 0.47 µm, fibra de vidro) e para análise de TSS (filtro Millipore AP040,



fibra de vidro), e os filtros foram congelados até a análise. As amostras de água também foram filtradas para análise de DOC e CDOM (filtro com poro de 0.22µm, Membrana Millipore), e armazenadas em vidro âmbar no escuro (pré-lavado com ácido hidrocloreídrico a 10%) mantidos refrigerados no escuro a 4°C. A medição da profundidade máxima da lagoa foi feita no ponto central da lagoa utilizando uma sonda Hydrolab DS5 (Hach Inc.).

#### *Análise dos parâmetros em laboratório*

A concentração de Clor-a foi obtida através da extração em acetona (90%) medida em espectrofotômetro (UV-VIS Shimadzu) a 665 e 750nm, e calculada de acordo com APHA (1998). A concentração de DOC foi obtida pelo método de oxidação catalítica em altas temperaturas, utilizando um TOC Analyzer (Shimadzu TOC - 5000). TSS foi determinado pelo método gravimétrico, considerando a diferença entre peso seco dos filtros Millipore AP40 (secos a 105°C por 2 horas) antes e depois da filtração das amostras de água (APHA, 1998). A análise de NT foi realizada através do TOC Analyzer Shimadzu TOC - 5000 enquanto a análise de PT foi processada de acordo com Mackereth, 1978. O IET foi calculado com base na fórmula adotada pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), que utiliza as concentrações de Clor-a e PT para se calcular o índice de estado trófico destes dois parâmetros, separadamente, nas equações:

$$IET (Chl-a) = 10 \{6 - [0,92 - 0,34 (\ln(Clora)) / \ln 2]\}$$

$$IET (PT) = 10 \{6 - [(1,77 - 0,42 (\ln(PT))) / \ln 2]\}$$

onde PT = concentração de fósforo total, em µg/L, Clor-a = concentração de clorofila-a, em µg/L e ln = logaritmo natural. Em seguida, foi calculada a média aritmética simples dos índices calculados acima, segundo a equação:

$$IET = [IET(PT) + IET (CL)] / 2$$

#### *Cálculo das propriedades ópticas*

O perfil vertical de radiação fotossinteticamente ativa (do inglês, “photosynthetically active radiation - PAR) foi obtido a partir de um sensor de luz UA-002 (HOB0®) a profundidades de 0,25, 0,5, 1 e 1,25 metros e, quando necessário, os dados a 1,5m de profundidade eram utilizados. O coeficiente difuso de atenuação da luz PAR ( $K_{dPAR}$ ) foi calculado como a inclinação linear entre a profundidade e o logaritmo natural da radiação medida (Long et al., 2012; Viana et al., 2021). O espectro de absorção de CDOM foi obtido entre 250 nm e 700 nm em intervalo de 1 nm no espectrofotômetro (UV-VIS 1700 Shimadzu), utilizando cubeta de quartzo de 5 cm e água Milli-Q como referência. Os espectros de absorção das amostras foram realizados em triplicata, e foram determinados a partir do software Spectrum Pack Program (Shimadzu Inc.). Os coeficientes de absorção ( $a(\lambda)$ ) foram derivados das medições de absorbância ( $A(\lambda)$ ) de acordo com a equação:

$$a(\lambda)m^{-1} = 2,303A(\lambda)L^{-1}$$

onde L é o caminho óptico da cubeta (em metros). Os coeficientes de absorção foram corrigidos para retroespalhamento, subtraindo o valor do coeficiente a 700 nm. O coeficiente de absorção do CDOM a 254 nm ( $a_{254}$ ) foi utilizado como índice de absorção na faixa da radiação ultravioleta (UV) e de compostos aromáticos (Xu et al., 2017) enquanto o coeficiente a 440 nm ( $a_{440}$ ) foi utilizado como índice de absorção na faixa da radiação visível (PAR) (Brandão et al., 2018).

A inclinação espectral  $S$  ( $\text{nm}^{-1}$ ) foi calculada para comprimentos de onda entre 275-295 nm ( $S_{275-295}$ ) e 350-400nm ( $S_{350-400}$ ) (Helms et al., 2008) e foi estimada utilizando a técnica de ajuste linear entre os valores logaritmizados dos coeficientes de absorção e comprimento de onda específico. A razão espectral (SR), foi obtida através da equação:

$$SR = S_{275-295} / S_{350-400}$$

onde  $S$  é a inclinação espectral. A absorvância específica para radiação UV ( $SUVA_{254}$ ) ( $\text{mg C.L}^{-1}.\text{m}^{-1}$ ) foi calculada dividindo o valor da absorvância a 254nm pela concentração de DOC ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (Weishaar et al., 2003).

### *Análise estatística dos dados*

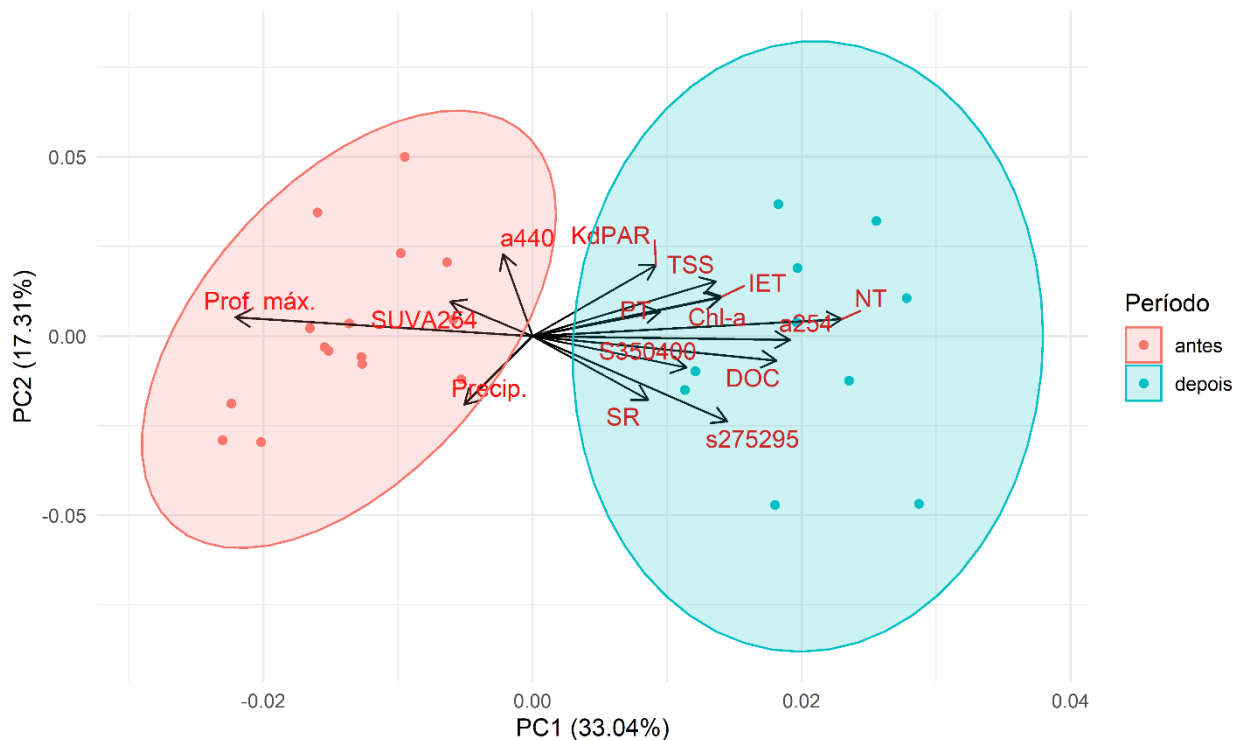
Todas as análises estatísticas foram realizadas no Programa R (R Core Team, 2021). Para uma análise exploratória inicial, realizamos uma análise de componentes principais (PCA) com matriz de correlação, utilizando todos os parâmetros de qualidade e quantidade de DOM (DOC,  $a_{254}$ ,  $a_{440}$ ,  $SUVA_{254}$ ,  $S_{275-295}$ , SR), Clor-a, TSS,  $K_{dPAR}$ , profundidade, nutrientes (NT, PT), IET e pluviosidade. A organização categórica dos grupos da PCA foi definida de acordo com a exploração inicial dos dados, a fim de obter a abordagem mais sensível à observação efetiva dos resultados.

Para avaliar o efeito sazonal (períodos de seca e chuva) e temporal (meses de coleta) nos diferentes parâmetros utilizamos análise de variância (ANOVA ou Kruskal Wallis) seguido de teste de post hoc (Tukey ou Dunn). A avaliação da normalidade de dados e de resíduos dos testes foi verificada através dos testes de Levene (pacote car, Fox e Weisberg, 2019) e Shapiro- Wilk, respectivamente. A separação dos parâmetros quanto aos anos de coleta e a sazonalidade nos boxplots gerados foram baseados no resultado da ANOVA e dos testes de post hoc realizados. Quando os dados se mostraram influenciados pela estação do ano, uma subdivisão foi organizada nos plots correspondentes.

## **Resultados**

### *Abordagem de observação dos dados a partir da PCA*

Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais foram responsáveis por 50,35% de explicação da variação dos dados. O IET, NT, PT, DOC,  $a_{254}$ ,  $K_{dPAR}$  e  $S_{275-295}$  foram os parâmetros mais fortemente associados positivamente ao componente principal 1 (PC1). A seta correspondente ao  $SUVA_{254}$  e aos valores de profundidade máxima da lagoa também se associaram ao PC1, mas demonstraram associação negativa. A partir desta distribuição, formou-se dois grupos opostos que se separam claramente em função dos dois períodos distintos de coleta, sendo à esquerda os parâmetros que caracterizam a lagoa Carioca antes da seca ocorrida no ano anômalo (2013-2014) e a direita após esse período (Figura 2). Nas amostragens realizadas em 2011 e 2013, a precipitação era maior e a lagoa Carioca se caracterizava por ter maior profundidade e moléculas de carbono mais aromáticas (maiores valores de  $SUVA_{254}$ ). Nas amostragens feitas entre 2017 e 2019, a lagoa teve sua transparência à radiação visível reduzida (maiores valores de  $K_{dPAR}$ ), maior concentração de DOC e de moléculas de carbono de menor tamanho molecular (maiores valores de  $S_{275-295}$ ). A lagoa apresentou também maiores concentrações de nutrientes (NT e PT) e aumento de Clor-a e IET em relação ao período anterior ao ano anômalo.



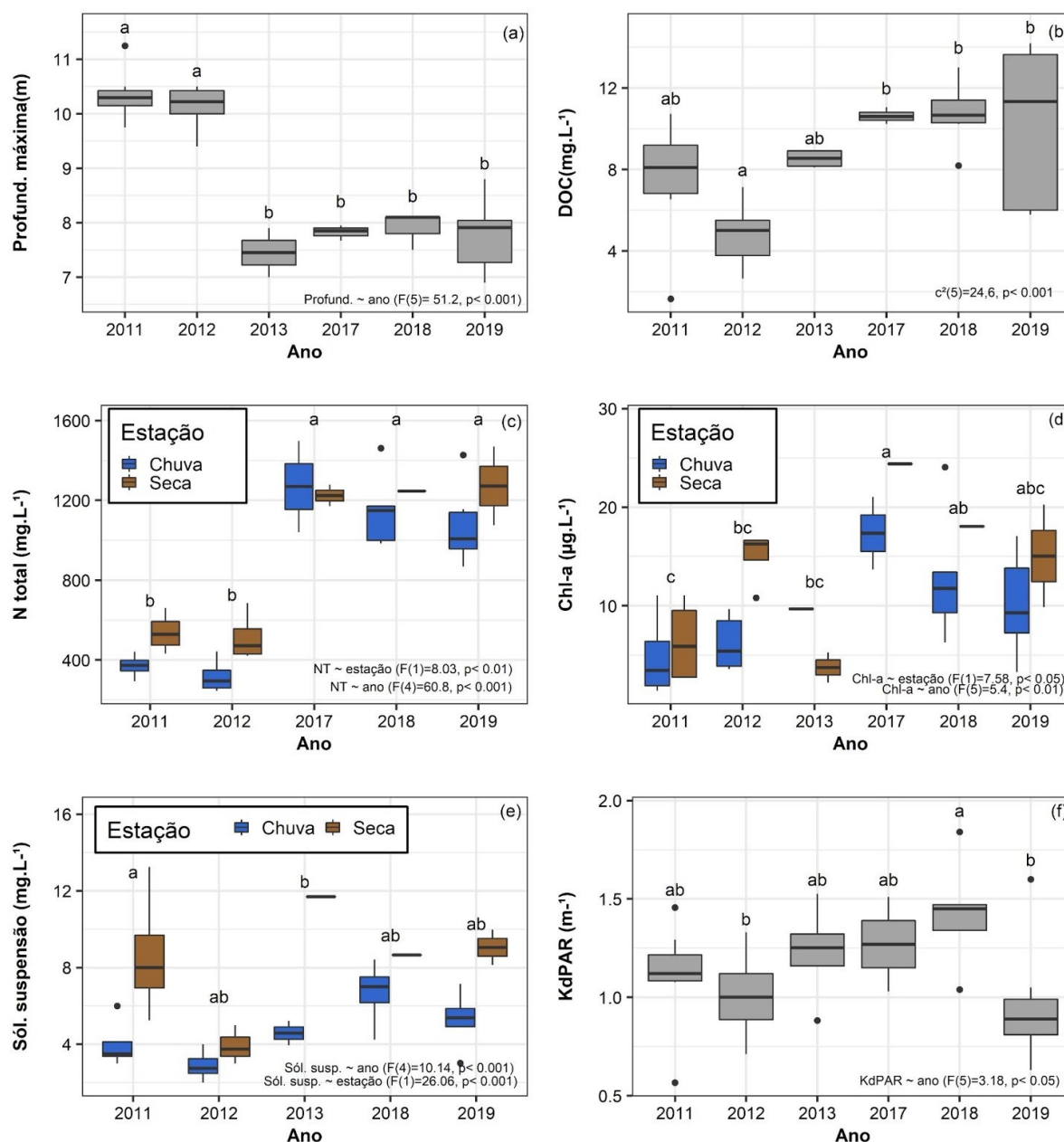
**Figura 2 - Análise de componentes principais utilizando todos os parâmetros coletados.**

*Comparações entre antes e depois do período de seca prolongado*

A temperatura do ar registrada na região do PERD variou de 19,7 a 27°C entre 2011 e 2013, enquanto no período de 2017 a 2019, a variação ocorreu entre 20,6 e 27,7°C. A diferença média entre os dois períodos foi um aumento de 1,4°C de antes para depois da seca prolongada (Figura 1). A profundidade máxima na lagoa Carioca variou de 11,25 a 7 m entre 2011 e 2013, e de 8,8 a 6,9m entre 2017 e 2019. A maior profundidade máxima observada ocorreu em Junho de 2011 (11,25m) e a menor profundidade máxima ocorreu em Março de 2017 (6,9m,  $F(5)=51,2$ ;  $p<0,001$ , Figura 3(a)).

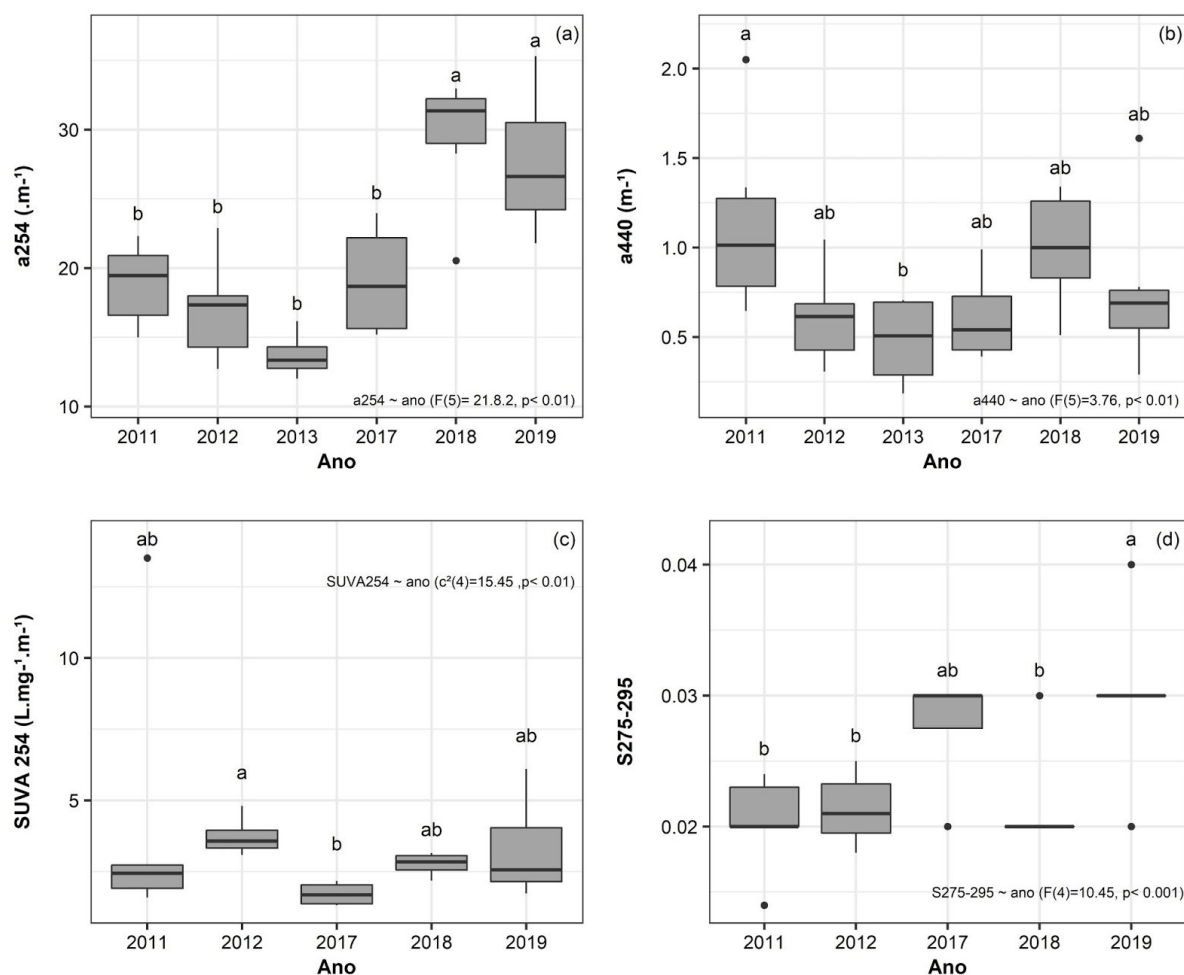
Os valores médios de DOC também apresentaram um aumento de 72% de um período para o outro em relação à média observada antes do ano anômalo ( $c^2(5) = 24,6$ ,  $p<0,001$ , Figura 3(b)). O NT foi o nutriente observado com maior variação entre os anos de coleta ( $F(4)=60,8$ ,  $p<0,001$ , Figura 3(c)), apresentando um aumento médio de 2,8 vezes nos valores encontrados no segundo período de coleta (2017-2019) em relação ao primeiro (2011-2013), antes do período de seca prolongada. Além disso, os valores de NT apresentaram respostas relacionadas à sazonalidade ( $F(1)=8,03$ ,  $p<0,01$ ), com concentrações quase 3 vezes maiores nos meses do período seco em relação ao período chuvoso de um mesmo ano. PT não apresentou variação relacionada aos anos de coleta ou a sazonalidade e, por isso, não foi representado graficamente. Os valores de Clor-a apresentaram variação tanto em relação a sazonalidade ( $F(1)=7,58$ ,  $p<0,05$ ) quanto em relação aos anos de coleta ( $F(5)=5,4$ ,  $p<0,01$ , Figura 3(d)). O valor médio observado para este parâmetro no segundo período de coleta apresentou quase 100% de aumento em relação ao observado no primeiro período de coleta, antes da seca prolongada ocorrida no ano anômalo.

A sazonalidade foi observada como um fator importante para os valores de TSS, onde maiores concentrações deste parâmetro foram observadas na estação seca dos diferentes anos de amostragem ( $F(1)=26,06$ ,  $p<0,001$ , Figura 3(e)). Os anos de coleta também foram diferentes para este parâmetro, apresentando por exemplo, valor médio duas vezes maior em 2018 ( $7,06 \text{ mg.L}^{-1}$ ), após a temporada de seca prolongada, do que o valor observado em 2012 ( $3,20 \text{ mg.L}^{-1}$ ), primeiro período de coleta ( $F(4)=10,14$ ,  $p<0,001$ ). O maior valor médio de  $K_d\text{PAR}$  foi observado no ano de 2018 ( $1,43 \text{ m}^{-1}$ ), enquanto o menor valor médio observado ocorreu em 2012 ( $0,99 \text{ m}^{-1}$ ), um aumento de mais de 40% na média entre os anos ( $F(5)=3,18$ ,  $p<0,05$ , Figura 3(f)).



**Figura 3 - Variação temporal dos parâmetros analisados na Lagoa Carioca entre 2011 e 2019. Todos os parâmetros apresentados graficamente tiveram efeito observado a partir dos anos de amostragem, e a diferença entre estes foi representada pelas letras do teste de post hoc realizados (letras distintas indicam diferenças estatísticas). Os parâmetros que apresentaram resposta a partir do efeito sazonal (entre as estações de seca e chuva) foram separados entre os anos, e organizados a partir das diferenças entre as cores.**

Entre os principais parâmetros ópticos coletados, a variação temporal de  $a_{254}$  foi também observada principalmente entre os anos de coleta ( $F(5)=21,82$ ,  $p<0,01$ , Figura 4(a)). O maior valor de  $a_{254}$  registrado para o primeiro período ocorreu em janeiro de 2012, de  $22,892\text{ m}^{-1}$ , enquanto o menor valor registrado para o mesmo período foi de  $12,006\text{ m}^{-1}$ , em abril de 2013. No segundo período de coleta, o menor valor registrado ocorreu na Seca de 2017, no mês de julho ( $15,2\text{ m}^{-1}$ ). O maior valor, por outro lado, foi de  $33,98\text{ m}^{-1}$  em fevereiro de 2019, mês chuvoso, 33% maior que o valor máximo registrado no primeiro período de coleta para este parâmetro. O espectro de absorbância do CDOM a  $440\text{ nm}$  também apresentou variação entre os anos de coleta, apresentando seu maior valor médio no ano de 2011 ( $1,12\text{ m}^{-1}$ ), primeiro período de coleta. O menor valor médio deste parâmetro ocorreu também no primeiro período de coleta, em 2013, com  $0,47\text{ m}^{-1}$ . Ainda que a amplitude de variação tenha ocorrido no primeiro período de coleta, o segundo período também apresentou variação nos valores de  $a_{440}$ , que variaram de  $0,61\text{ m}^{-1}$  em 2017 a  $0,99$  em 2018 ( $F(5)=3,76$ ,  $p<0,01$ , Figura 4(b)).  $SUVA_{254}$  apresentou também uma variação média entre os anos de coleta ( $c^2(4)=15,45$ ,  $p<0,01$ , Figura 4 (c)). O maior valor de  $SUVA_{254}$  observado durante o primeiro período de coleta foi de  $4,80\text{ L.mg.m}^{-1}$ , na estação seca (agosto de 2012), enquanto o maior valor encontrado para o segundo período de coleta foi na estação chuvosa de  $6,1\text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$  (Dezembro de 2019). O menor valor encontrado no primeiro período de coleta foi na seca de 2011 de  $1,59\text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$  (maio), enquanto no segundo período de coleta, o menor valor foi de  $1,32\text{ L.mg}^{-1}.\text{m}^{-1}$ , ocorrido em julho de 2017, na estação seca. Os valores médios de  $S_{275-295}$  variaram de  $0,0206$  (em 2011) a  $0,0311$  (em 2019), e assim como os demais parâmetros ópticos, a variação observada ocorreu ao longo dos anos de coleta ( $F(4)=10,45$ ,  $p<0,001$ , Figura 4 (d)). Os valores médios encontrados para os parâmetros não representados graficamente (como o PT, SR,  $S_{350-400}$  e IET) podem ser encontrados na Tabela 1.



**Figura 4 - Variação temporal dos parâmetros espectrais da matéria orgânica dissolvida analisados na Lagoa Carioca entre 2011 e 2019. Todos os parâmetros apresentados graficamente tiveram efeito observado a partir dos anos de amostragem, e as diferenças estatísticas são representadas pelas letras dos testes de post hoc.**

		<i>ANTES</i>		<i>DEPOIS</i>	
		CHUVA	SECA	CHUVA	SECA
<i>Prof. Max</i>	<b>m</b>	9,88 ± 0,92	9,69 ± 1,24	7,92 ± 0,53	7,61 ± 0,39
<i>a254</i>	<b>m<sup>-1</sup></b>	16,4 ± 3,06	17,19 ± 3,17	28,2 ± 4,66	21,76 ± 7,01
<i>a440</i>	<b>m<sup>-1</sup></b>	0,63 ± 0,22	0,8 ± 0,53	0,84 ± 0,36	0,65 ± 0,31
<i>S 275-295</i>	<b>nm<sup>-1</sup></b>	0,022 ± 0,002	0,022 ± 0,005	0,027 ± 0,007	0,028 ± 0,004
<i>S 350-400</i>	<b>nm<sup>-1</sup></b>	0,018 ± 0,002	0,018 ± 0,004	0,02 ± 0	0,02 ± 0
<i>SR</i>		1,27 ± 0,202	1,229 ± 0,218	1,394 ± 0,201	1,37 ± 0,098
<i>DOC</i>	<b>mg.L<sup>-1</sup></b>	6,09 ± 2,18	7,12 ± 3,06	9,84 ± 2,94	11,62 ± 1,36
<i>SUVA254</i>	<b>L.mg<sup>-1</sup>.m<sup>-1</sup></b>	3,23 ± 0,78	3,8 ± 3,59	3,12 ± 1,17	1,84 ± 0,67

<i>Kd<sub>PAR</sub></i>	<b>m<sup>-1</sup></b>	1,06 ± 0,27	1,13 ± 0,21	1,07 ± 0,33	1,35 ± 0,36
<i>Chl-a</i>	<b>µg.L<sup>-1</sup></b>	5,32 ± 3,18	11,97 ± 6,66	12,24 ± 5,81	18,14 ± 6,12
<i>NT</i>	<b>µg.L<sup>-1</sup></b>	331,59 ± 69,96	665,15 ± 309,74	1128,66 ± 201,22	1248,2 ± 146,67
<i>PT</i>	<b>µg.L<sup>-1</sup></b>	13,28 ± 6,52	12,94 ± 5,08	23,66 ± 22,91	16,8 ± 10
<i>IET</i>		49,39 ± 8,06	53,93 ± 1,75	54,82 ± 3,26	56,26 ± 0,83
<i>TSS</i>	<b>mg.L<sup>-1</sup></b>	3,99 ± 2,63	6,16 ± 3,19	5,84 ± 1,61	8,92 ± 0,95

**Tabela 1- Média e desvio padrão dos parâmetros analisados, separados por estação (seca e chuva) e período de coleta (antes e depois do ano anômalo de 2013-2014).**

## Discussão

### *A perda de volume e os principais impactos nos diferentes parâmetros*

Em uma abordagem conservadora, nossos dados demonstraram que, no intervalo de 10 anos (entre 2011 a 2019), a Lagoa Carioca teve uma redução média de profundidade de aproximadamente dois metros, representando uma perda de mais de 40% de área superficial e de 60% em seu volume total (Bezerra-Neto et al., 2010). A sazonalidade era um importante marcador dos padrões de estratificação e circulação térmica da lagoa (MacIntyre et al., 2010). Após a seca prolongada que ocorreu entre 2013 e 2014, mudanças no padrão de chuva foram observadas, desencadeando o desequilíbrio de força sazonal que a chuva e a seca desempenhavam na lagoa. A primeira mudança de grande impacto identificada foi a perda de profundidade, volume e área superficial da lagoa Carioca. Esta região do estado de Minas Gerais apresentou uma redução considerável nos níveis de chuva durante o ano de 2013, e desde então, vem apresentando mudanças nos padrões de pluviosidade, especialmente em anos de eventos climáticos como o El Niño (Lima & Cupolillo, 2018). De forma geral, os valores encontrados para os parâmetros analisados nos dois períodos (2011-2013 e 2017-2019) demonstram nítidas diferenças que refletem as mudanças ocorridas na qualidade da água da lagoa.

Por estar situada no interior de uma área legalmente protegida (PERD), a lagoa Carioca não recebe entrada de esgoto doméstico, industrial ou resíduos agropecuários diretos. Além disso, a única entrada de água conhecida para esta lagoa é através das chuvas. Quando a chuva é persistente e demarcada, é capaz de elevar a profundidade da lagoa, evidenciando a importância da manutenção da entrada periódica de água (Talling, 2001). Ainda assim, a entrada de água durante a estação chuvosa não tem sido suficiente para repor o volume perdido de água da lagoa, situação que tem se agravado com o calor persistente durante a estação seca, ainda que durante o outono e inverno. Durante a seca prolongada de 2013, estes eventos foram ainda mais fortes, já que a estação chuvosa apresentou baixa pluviosidade em relação à normal climatológica e em relação aos anos anteriores e seguintes (Figura 1). O período de coleta após a seca prolongada foi marcado pela perda no padrão conhecido para pluviosidade na região, com baixa ocorrência de chuvas ao longo dos meses da estação chuvosa e eventos esporádicos de chuvas intensas, onde um alto volume de água e material orgânico era levado de uma única vez para dentro do lago. A média mensal de pluviosidade em alguns meses da estação chuvosa foi maior que a normal climatológica do período. No entanto, estes eram eventos isolados, e a reposição hídrica não ocorria de forma ideal na lagoa (Li et al., 2007). Apesar de a estação seca ser considerada como período “frio” na região, a temperatura média no PERD durante a estação seca foi de 23,8°C entre os anos de 2011 e 2019, em média 4°C mais

alto que a normal climatológica. A ausência ou baixa ocorrência de chuvas neste período do ano, em conjunto com a alta incidência solar e temperaturas, resultou na alta evaporação de água na lagoa. Efetivamente, as chuvas são responsáveis por carregar a matéria orgânica presente na bacia (alóctone) para dentro da lagoa através do escoamento superficial, e este processo é uma importante fonte de DOM e nutrientes. No entanto, a grande entrada de matéria orgânica alóctone durante chuvas fortes, combinada com altas taxas de evaporação e a não reposição hídrica em níveis ideais, ocasionou na concentração de matéria orgânica e nutrientes na lagoa, que por sua vez alterou drasticamente a dinâmica biogeoquímica e as concentrações de importantes parâmetros limnológicos. Com isso, mudanças na cor e transparência da água, na biomassa algal (medida indiretamente pela Clor-a), turbidez, qualidade e quantidade de DOM foram observadas. Diversas são as consequências para a lagoa, como mudanças nos padrões de estratificação térmica e química, na irradiância no epilímnio (Houser, 2006), no perfil de temperatura de toda a coluna d'água, no tamanho da camada de mistura (Bezerra-Neto et al. 2019), na transparência às radiações visível e ultravioleta (Brandão et al. 2018) e na composição e densidade das comunidades aquáticas (Silva et al., dados não publicados).

A estratificação térmica durante a estação chuvosa faz com que a matéria orgânica carregada para dentro do lago durante as chuvas possa descer até o fundo do lago e fique armazenada no hipolímnio (Reynolds, 2009). Porém, no início do período seco, as temperaturas mais amenas resfriam o epilímnio, igualando a densidade das águas desta camada com as águas do hipolímnio, iniciando o processo de mistura da lagoa (Henry & Barbosa, 1989). A matéria alóctone até então armazenada no hipolímnio é revolvida até a superfície já em processo de decomposição, agora exposta a fotodegradação e ainda a degradação por bactérias presentes na coluna d'água. Os compostos lábeis liberados neste processo são reutilizados por organismos presentes na lagoa, e o material não degradado, normalmente por ser recalcitrante e demandar mais energia para degradação, permanece armazenado na lagoa (Hansell, 2013). Estes compostos podem então amplificar o processo de escurecimento da lagoa, por absorver ainda mais radiação incidente à medida que o volume de água diminui e a concentração destes compostos aumentam (Touchart et al., 2012). Com isso, as concentrações de nitrogênio, sólidos em suspensão e clorofila-a se mostraram mais altas durante os eventos de mistura na estação seca.

O aumento observado para o CDOM a 254 nm no segundo período de coleta reflete o aumento de compostos aromáticos de DOM na lagoa, que ocorreu a partir dos eventos de chuvas fortes durante as estações chuvosas. A presença de compostos aromáticos de DOM pode conferir a característica de coloração escura da água e maior absorbância de radiação UV e da radiação fotossinteticamente ativa (Morris et al., 1995), e isso pode influenciar a distribuição vertical de calor na coluna d'água em lagos mais rasos, como é o caso da lagoa Carioca. Isto também pode fazer com que o epilímnio seja mais raso e o hipolímnio mais frio do que os observados em lagos com valores menores de CDOM (Read & Rose, 2013).

A alta entrada de carbono alóctone durante fortes chuvas ao longo da primavera e verão tropical, com a alta evaporação de água e consequente perda de volume após 2013, resultou no aumento da concentração dos nutrientes e carbono na lagoa. Além disso, uma expressiva mudança nos valores de  $K_{dPAR}$  foram encontrados para o segundo período de coleta em relação ao primeiro. O aumento deste parâmetro óptico pode ser uma consequência do aumento da concentração de DOC, de TSS e Clor-a na coluna d'água também no segundo período de coleta. Um estudo no lago Dom Helvécio, adjacente à lagoa Carioca no PERD, demonstrou que 97% da variação temporal no  $K_{dPAR}$



foi explicada pela variação do trípton (parte não algal dos sólidos suspensos) e da clorofila-a (Brandão et al., 2017), ressaltando o efeito destes parâmetros no aumento da atenuação da radiação visível.

O aumento na disponibilidade de nitrogênio observado no segundo período de coleta ocorreu tanto para a estação seca quanto para a chuvosa, quando comparado aos valores encontrados no primeiro período de coleta. Este nutriente é um recurso limitante na produtividade primária de corpos aquáticos, e sua abundância pode desencadear um processo acelerado de eutrofização (Rabalais, 2002). Ainda que a origem nutricional seja variada, a quebra dos compostos orgânicos carregados para o interior da lagoa durante as chuvas pode ter sido a principal fonte nutricional a desencadear um processo de produção algal, observado através do aumento nos valores de Clor-a e de nitrogênio.

Apesar de o aumento da biomassa algal indicar aumento na atividade fotossintética, a respiração também aumenta, e a morte e decomposição celular de grande parte dos produtores primários pode aumentar ainda mais o consumo de oxigênio e a produção de gases provenientes da decomposição. Quando ocorre a saturação do lago em relação à pressão atmosférica de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, este ambiente pode funcionar como uma fonte destes importantes gases de efeito estufa (Zhang et al., 2020). Estes gases são produzidos principalmente pela decomposição da matéria orgânica tanto alóctone quanto autóctone (Marotta et al., 2014). O aumento de DOC de diferentes origens, presente na lagoa no segundo período, pode ser um indicativo de que a lagoa está se tornando cada vez mais potente como uma fonte de gases de efeito estufa. Um experimento de mesocosmos realizado neste mesmo lago demonstrou que o aumento da concentração de nutrientes e de DOC foi capaz de aumentar a densidade de bactérias aeróbicas, provocando aumento na respiração sistêmica e mudanças na estrutura da comunidade do bacterioplâncton (Brighenti et al., 2018; Ávila et al., 2019).

Embora haja uma variação estatística entre os anos para os valores de SUVA<sub>254</sub>, não foi observado o aumento progressivo deste parâmetro no segundo período de coleta. Este parâmetro caracteriza a absorvância normalizada na concentração de DOC, e é altamente correlacionado com o grau de aromaticidade do pool de DOM de um lago (Weishaar et al., 2003). Sendo assim, o aumento de carbono alóctone observado através do índice de CDOM<sub>a254</sub> não é refletido no valor observado para SUVA<sub>254</sub>. Isso provavelmente ocorreu devido a proporção de carbono aromático encontrado na lagoa (característico de matéria orgânica alóctone, devido ao alto peso molecular). Esta proporção parece ser baixa no segundo período de coleta. O ganho de DOM alóctone durante as fortes chuvas de verão foi acompanhado pelo aumento da incidência solar na região do PERD, demonstrada pelo aumento da temperatura (Figura 1) e dos valores de fotodegradação a partir da inclinação espectral S<sub>275-295</sub> no segundo período de coleta. A inclinação espectral S<sub>275-295</sub>, que é um importante indicativo para o aumento da fotodegradação do carbono de maior peso molecular presente (Fichot & Benner, 2012), também apresentou tendências mais altas em relação ao primeiro período de coleta, e isto pode ser uma importante fonte de compostos lábeis como aminoácidos e polissacarídeos utilizados pelos produtores primários para aumento da biomassa. O aumento nos valores de nitrogênio e TSS, e consequentemente de Clor-a observados para o segundo período de coleta podem ser consequência da fotodegradação deste DOM alóctone que foi carregado para dentro da lagoa durante as chuvas e utilizado na produção primária. O processo descrito acima pode ter desencadeado um limiar climático local: A diminuição do volume de água e a grande entrada de matéria orgânica alóctone durante as raras chuvas de verão causaram a concentração de DOC e nutrientes na água. A maior disponibilidade de nutrientes, provocou o aumento da biomassa

fitoplanctônica, representada aqui pela clor-a (Brandão et al., 2018), aumentando a atenuação da luz solar na coluna d'água e tornando a lagoa mais eutrófica.

O aumento na produção de carbono autóctone, observado através do aumento nos valores de Clor-a no segundo período de coleta, é também demonstrado a partir da variação observada para CDOM a 440nm. Este parâmetro pode ser um importante indicativo de absorvância de DOM na faixa de radiação fotossinteticamente ativa (Bukaveckas et al., 2000). Sendo assim, o aumento da produtividade do fitoplâncton na lagoa Carioca pode ser um fator de grande influência para explicar a baixa variação de SUVA<sub>254</sub> do primeiro para o segundo período de coleta.

A partir dos processos de mistura e estratificação térmica observados na lagoa Carioca, esperava-se que os índices relacionados com a transparência e atenuação de luz na água apresentassem variações sazonais. Era esperado maiores valores de  $K_{dPAR}$  durante a estação seca, quando ocorre a mistura da lagoa e ressuspensão de matéria orgânica e nutrientes na estação chuvosa, além do consequente aumento na produtividade. Esta ausência de diferença estatística no índice de  $K_{dPAR}$  em relação a sazonalidade pode ter acontecido devido a presença de material suspenso durante todo o ano, mesmo que a origem deste material variasse de acordo com a sazonalidade. No verão, a entrada de DOM via escoamento superficial pode ter sido responsável por manter os valores de  $K_d$  antes que este material decantasse até o hipolímnio, enquanto no inverno, o processo de mistura das camadas provoca a ressuspensão de nutrientes e sólidos até então acumulados na camada mais profunda da lagoa, que escurecem a água, mas também estimulam o crescimento de Clor-a neste período (Gallegos & Moore, 2000).

A cadeia detritívora de lagos húmicos possui grande importância no processo de ciclagem de nutrientes, por ser capaz de garantir a decomposição do carbono recalcitrante de difícil quebra e garantir a decomposição de moléculas expostas a pouca ou nenhuma radiação, em maiores profundidades. Com o aumento da produtividade primária na Lagoa Carioca, o bacterioplâncton se torna ainda mais importante, mesmo que a fotodegradação participe fortemente da quebra do carbono alóctone na coluna d'água (Tadeu et al., 2021). Este nível trófico pode também ser responsável por disponibilizar energia para outros níveis tróficos através da alça microbiana, principalmente no verão, quando o lago está estratificado e a produtividade primária pode ser menor devido ao acúmulo de nutrientes no hipolímnio até a próxima temporada de mistura (Biddanda & Cotner, 2002).

Todos os parâmetros analisados na lagoa Carioca apresentaram algum tipo de mudança no segundo período de coleta em relação ao primeiro, que são separados principalmente pela seca prolongada que ocorreu na região do PERD no período de 2013-2014. A lagoa Carioca apresentou características fortemente distintas, tornando possível avaliar este corpo d'água como se fossem dois diferentes ecossistemas, não apenas de caráter temporal, mas também espacialmente. A tendência da Lagoa Carioca frente às mudanças no padrão de pluviosidade da região é de apresentar maior concentração de carbono alóctone, mas também de maior ocorrência de fotodegradação, consequência do aumento da incidência solar. A curto prazo, estes fatores podem alterar a profundidade das camadas de mistura, principalmente durante a estação chuvosa, onde a incidência solar é alta e o lago recebe grande quantidade de matéria orgânica alóctone. A longo prazo, as mudanças no padrão de chuvas na região já se mostraram capazes de alterar desde parâmetros físicos, como a profundidade e transparência da lagoa, a parâmetros químicos, como a disponibilidade de nutrientes e organismos presentes, como a ocorrência de eutrofização e substituição de espécies nas comunidades planctônicas.

A partir dos dados aqui mostrados, é possível observar uma tendência da lagoa Carioca à perda de volume e à eutrofização, à medida que o padrão na pluviosidade muda (Antunes e Cupolillo, 2018). As alterações associadas à pluviosidade são chuvas mais concentradas e fortes, em apenas alguns pequenos períodos da estação chuvosa, enquanto a estação seca é mais rigorosa e quente, com alta incidência solar. Estes fatores combinados são capazes de causar a perda gradativa de profundidade da lagoa, uma vez que a ocorrência de chuvas concentradas não é suficiente para recompor a perda de água que ocorreu durante a estação seca. Mesmo que a lagoa se recupere da perda de volume e das mudanças dos parâmetros a partir das chuvas registradas em 2020, é importante considerar a capacidade de recuperação de um ambiente como a lagoa Carioca, que apesar de estar localizada em uma área protegida, apresentou tantas variações ecossistêmicas em um período de tempo curto, em vista de seu tempo geológico. Tais mudanças devem continuar a ser observadas e monitoradas, possibilitando o entendimento de como os ecossistemas aquáticos, em específico os de ambientes tropicais, irão responder a mudanças locais no clima. Com isso, a pesquisa nestes ambientes pode ser importante na previsão de possíveis impactos e na mitigação de ações associadas às previsões climáticas do IPCC para os próximos séculos (IPCC, 2019).

## Referências

- Ansari, A. A., Singh, G. S., Lanza, G. R., & Rast, W. (Eds.). (2010). Eutrophication: causes, consequences and control (Vol. 1). *Springer Science & Business Media*.
- Antunes, D. A., & Cupolillo, F. (2018). Análise do balanço hídrico climatológico decenal do parque estadual do Rio Doce - PERD e entorno: climatologia de 2005-2015 comparada com o ano anômalo de 2013-2014. *Revista Brasileira de Climatologia*, 1.
- Apha. (1976). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 14ed.* APHA American Public Health Association.
- Ávila, M. P., Brandão, L. P., Brighenti, L. S., Tonetta, D., Reis, M. P., Stæhr, P. A., ... & Nascimento, A. M. (2019). Linking shifts in bacterial community with changes in dissolved organic matter pool in a tropical lake. *Science of The Total Environment*, 672, 990-1003.
- Bacastow, R. B., Keeling, C., & Whorf, T. P. (1985). Seasonal amplitude increase in atmospheric CO<sub>2</sub> concentration at Mauna Loa, Hawaii, 1959–1982. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 90(D6), 10529-10540.
- Bezerra-Neto, J. F., Gagliardi, L. M., Brandão, L. P. M., Brighenti, L. S., & Barbosa, F. A. R. (2019). Effects of precipitation on summer epilimnion thickness in tropical lakes. *Limnologica*, 74, 42-50.
- Biddanda, B. A., & Cotner, J. B. (2002). Love handles in aquatic ecosystems: the role of dissolved organic carbon drawdown, resuspended sediments, and terrigenous inputs in the carbon balance of Lake Michigan. *Ecosystems*, 5(5), 431-445.
- Brandão, L. P., Brighenti, L. S., Staehr, P. A., Barbosa, F. A., & Bezerra-Neto, J. F. (2017). Partitioning of the diffuse attenuation coefficient for photosynthetically available irradiance in a deep dendritic tropical lake. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 89, 469-489.

- Brandão, L. P. M., Brighenti, L. S., Staehr, P. A., Asmala, E., Massicotte, P., Tonetta, D., ... & Bezerra-Neto, J. F. (2018). Distinctive effects of allochthonous and autochthonous organic matter on CDOM spectra in a tropical lake. *Biogeosciences*, 15(9), 2931-2943.
- Brandstetter, A., R. S. Sletten, A. Mentler, and W. W. Wenzel (1996), Estimating dissolved organic carbon in natural waters by UV absorbance (254 nm), *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 159, 605–607.
- Brasil, J., Attayde, J. L., Vasconcelos, F. R., Dantas, D. D., & Huszar, V. L. (2016). Drought-induced water-level reduction favors cyanobacteria blooms in tropical shallow lakes. *Hydrobiologia*, 770(1), 145-164.
- Brighenti, L. S., Staehr, P. A., Gagliardi, L. M., Brandao, L. P. M., Elias, E. C., de Mello, N. A. S. T., ... & Bezerra-Neto, J. F. (2015). Seasonal changes in metabolic rates of two tropical lakes in the Atlantic forest of Brazil. *Ecosystems*, 18(4), 589-604.
- Brighenti, L. S., Staehr, P. A., M. Brandão, L. P., Barbosa, F. A., & Bezerra-Neto, J. F. (2018). Importance of nutrients, organic matter and light availability on epilimnetic metabolic rates in a mesotrophic tropical lake. *Freshwater Biology*, 63(9), 1143-1160.
- Coble, P. G. (2007). Marine optical biogeochemistry: the chemistry of ocean color. *Chemical reviews*, 107(2), 402-418.
- Bukaveckas, P. A., & Robbins-Forbes, M. (2000). Role of dissolved organic carbon in the attenuation of photosynthetically active and ultraviolet radiation in Adirondack lakes. *Freshwater Biology*, 43(3), 339-354.
- Dai, A., Zhao, T., & Chen, J. (2018). Climate change and drought: A precipitation and evaporation perspective. *Current Climate Change Reports*, 4(3), 301-312.
- de Assis Esteves, F. (1998). Fundamentos de limnologia. *Interciência.*, páginas 72 e 85.
- Drakare, S., Blomqvist, P., Bergström, A. K., & Jansson, M. (2002). Primary production and phytoplankton composition in relation to DOC input and bacterioplankton production in humic Lake Örträsket. *Freshwater Biology*, 47(1), 41-52.
- Foden, J., Sivyer, D. B., Mills, D. K., & Devlin, M. J. (2008). Spatial and temporal distribution of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) fluorescence and its contribution to light attenuation in UK waterbodies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79(4), 707-717.
- Fox, J., & Weisberg, S. (2018). *An R companion to applied regression*. Sage publications.
- Gallegos, C. L., & Moore, K. A. (2000). Factors contributing to water-column light attenuation. Chesapeake Bay submerged aquatic vegetation water quality and habitat-based requirements and restoration targets: A second technical synthesis.
- Gustafson, J. P., Raven, P. H., & Ehrlich, P. R. (Eds.). (2020). Population, Agriculture, and Biodiversity: Problems and Prospects. *University of Missouri Press*.
- Hansell, D. A. (2013). Recalcitrant dissolved organic carbon fractions. *Annual Review of Marine Science - January 2013* (5), 421-445.

Hansen, A. M., Kraus, T. E., Pellerin, B. A., Fleck, J. A., Downing, B. D., & Bergamaschi, B. A. (2016). Optical properties of dissolved organic matter (DOM): Effects of biological and photolytic degradation. *Limnology and oceanography*, 61(3), 1015-1032.

Hashimoto, K. (2019). Global temperature and atmospheric carbon dioxide concentration. In *Global Carbon Dioxide Recycling* (pp. 5-17). Springer, Singapore.

Helms, J. R., Stubbins, A., Ritchie, J. D., Minor, E. C., Kieber, D. J., & Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and oceanography*, 53(3), 955-969.

Henry, R., & Barbosa, F. A. R. (1989). Thermal structure, heat content and stability of two lakes in the National Park of Rio Doce Valley (Minas Gerais, Brazil). *Hydrobiologia*, 171(3), 189-199.

Houser, J. N. (2006). Water color affects the stratification, surface temperature, heat content, and mean epilimnetic irradiance of small lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(11), 2447-2455.

IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas) - Índice de Estado Trófico - IET - Portal de informações sobre Recursos Hídricos. Disponível em:

<<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/sem-categoria/322-indice-de-estado-trofico-iet>>

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia - INMET (<https://portal.inmet.gov.br/>)

IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press.

Jane, S. F., Winslow, L. A., Remucal, C. K., & Rose, K. C. (2017). Long-term trends and synchrony in dissolved organic matter characteristics in Wisconsin, USA, lakes: Quality, not quantity, is highly sensitive to climate. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(3), 546-561.

Kuo, C., Lindberg, C., & Thomson, D. J. (1990). Coherence established between atmospheric carbon dioxide and global temperature. *Nature*, 343(6260), 709-714.

Li, X. Y., Xu, H. Y., Sun, Y. L., Zhang, D. S., & Yang, Z. P. (2007). Lake-level change and water balance analysis at Lake Qinghai, west China during recent decades. *Water Resources Management*, 21(9), 1505-1516.

Lima, J. M., & Cupolillo, F. (2018). Análise espaço-temporal das chuvas persistentes na região do Parque Estadual do Rio Doce-PERD, sob influências das ZCAS e ZCOU (Out/2015 a Dez/2016). *Revista Brasileira de Climatologia*, 1.

Long, M. H., Rheuban, J. E., Berg, P., & Zieman, J. C. (2012). A comparison and correction of light intensity loggers to photosynthetically active radiation sensors. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(6), 416-424.

- MacIntyre, S., & Melack, J. M. (2010). Mixing dynamics in lakes across climatic zones. *Lake ecosystem ecology: A global perspective*, 86-95.
- Maillard, P., Pivari, M. O., & Pires-Luiz, C. H. (2012). Remote sensing for mapping and monitoring wetlands and small lakes in Southeast Brazil. *Remote sensing of planet earth*, 23-46.
- Marotta, H., Pinho, L., Gudas, C., Bastviken, D., Tranvik, L. J., & Enrich-Prast, A. (2014). Greenhouse gas production in low-latitude lake sediments responds strongly to warming. *Nature Climate Change*, 4(6), 467-470.
- Morris, D. P., Zagarese, H., Williamson, C. E., Balseiro, E. G., Hargreaves, B. R., Modenutti, B., ... & Queimalinos, C. (1995). The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 40(8), 1381-1391.
- Petrucio, M. M., Barbosa, F. A., & Furtado, A. L. (2006). Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, south-east Brazil. *Limnologica*, 36(3), 192-203.
- Pflug, R. (1969). Quaternary lakes of eastern Brazil. *Photogrammetria*, 24(1), 29-35.
- Rabalais, N. N. (2002). Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, 102-112.
- Read, J. S., & Rose, K. C. (2013). Physical responses of small temperate lakes to variation in dissolved organic carbon concentrations. *Limnology and Oceanography*, 58(3), 921-931.
- Reynolds, C. S. (2009). Hydrodynamics and mixing in lakes, reservoirs, wetlands and rivers. *Biogeochemistry of inland waters: a derivative of encyclopedia of inland waters*, Cary Institute of Ecosystem Studies Millbrook, NY, USA.
- Schindler, D. W. (2009). Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. *Limnology and Oceanography*, 54(6part2), 2349-2358.
- Shang, Y., Song, K., Jacinthe, P. A., Wen, Z., Lyu, L., Fang, C., & Liu, G. (2019). Characterization of CDOM in reservoirs and its linkage to trophic status assessment across China using spectroscopic analysis. *Journal of Hydrology*, 576, 1-11.
- Sohng, J., Singhakumara, B. M. P., & Ashton, M. S. (2017). Effects on soil chemistry of tropical deforestation for agriculture and subsequent reforestation with special reference to changes in carbon and nitrogen. *Forest Ecology and Management*, 389, 331-340.
- Tadeu, C. M. O., Brandão, L. P. M., Bezerra-Neto, J. F., Pujoni, D. G. F., & Barbosa, F. A. R. (2021). Photodegradation of autochthonous and allochthonous dissolved organic matter in a natural tropical lake. *Limnologica*, 87, 125846.
- Talling, J. F. (2001). *Hydrobiologia*, 458(1/3), 1–8. doi:10.1023/a:1013121522321
- Team, R. C. (2021). R Version 4.0.4. *R Core Team: Vienna, Austria*.
- Touchart, L., Józsa, J., Rákóczi, L., Krámer, T., Andrén, T., Bouffard, D., ... Graneli, W. (2012). Brownification of Lakes. *Encyclopedia of Earth Sciences Series*, 117–119. doi:10.1007/978-1-4020-4410-6\_256

Tranvik, L. J., Downing, J. A., Cotner, J. B., Loiselle, S. A., Striegl, R. G., Ballatore, T. J., ... & Weyhenmeyer, G. A. (2009). Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and oceanography*, 54(6part2), 2298-2314.

UNESCO, UN-Water, 2021: United Nations World Water Development Report 2021: Valuing Water, Paris, UNESCO.

Verpoorter, C., Kutser, T., Seekell, D. A., & Tranvik, L. J. (2014). A global inventory of lakes based on high-resolution satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, 41(18), 6396-6402.

Viana, E. A. P. (2021). A redução de volume leva a um aumento nas taxas de produção primária e respiração em um lago tropical natural. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021. 66p

Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental science & technology*, 37(20), 4702-4708.

Xu, J., Wang, Y., Gao, D., Yan, Z., Gao, C., & Wang, L. (2017). Optical properties and spatial distribution of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in Poyang Lake, China. *Journal of Great Lakes Research*, 43(4), 700-709.

Yin, J., Gentile, P., Zhou, S., Sullivan, S. C., Wang, R., Zhang, Y., & Guo, S. (2018). Large increase in global storm runoff extremes driven by climate and anthropogenic changes. *Nature Communications*, 9(1), 1-10.

Zhang, Y., Zhou, L., Zhou, Y., Zhang, L., Yao, X., Shi, K., ... & Zhu, W. (2020). Chromophoric dissolved organic matter in inland waters: present knowledge and future challenges. *Science of The Total Environment*, 143550.

Zhao, Y., Song, K., Wen, Z., Fang, C., Shang, Y., & Lv, L. (2017). Evaluation of CDOM sources and their links with water quality in the lakes of Northeast China using fluorescence spectroscopy. *Journal of Hydrology*, 550, 80-91.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho nos permite observar importantes aspectos sobre os lagos tropicais, em relação a parâmetros ópticos e de qualidade de água e em relação às comunidades planctônicas, e como estes fatores respondem a mudanças de origem antrópica e naturais, tanto através de simulações quanto a partir de situações reais. As mudanças drásticas na comunidade do fitoplâncton após a adição de nutrientes é um exemplo do início do processo de eutrofização em lagos tropicais. Podemos observar a substituição da espécie dominante deste grupo, evidenciando a característica oportunista deste novo grupo dominante. Houve também uma diminuição na ocorrência das demais espécies do fitoplâncton presentes em densidades semelhantes na lagoa, processo análogo ao observado durante a eutrofização causada por adição de esgoto e outros aditivos químicos em lagos. A adição de matéria orgânica alóctone amplificou a resposta do grupo dominante do fitoplâncton, evidenciando a fragilidade de lagos húmicos na entrada de nutrientes como fósforo e nitrogênio, e da disponibilidade nutricional fornecida por material de origem alóctone. O sombreamento, por sua vez, apresentou respostas mais brandas, e apesar de terem sido encontradas espécies menos adaptadas a radiação solar nos mesocosmos sombreados, as espécies oportunistas apresentaram maior densidade, o que não permitiu que estas se sobressaíssem quanto a densidade nos mesocosmos.

Os resultados obtidos a partir de abordagens distintas nos dois capítulos nos permitem observar os impactos ambientais de origem antrópica tanto a partir de experimentos *in situ* quanto a partir de situações ambientais naturais observadas em estudos de longo prazo. Simulamos no experimento *in situ* os principais impactos antrópicos existentes atualmente, como o input de esgoto doméstico, representado pela adição de nutrientes no experimento dos mesocosmos e o aumento na quantidade de chuvas com conseqüente aumento na concentração de carbono alóctone na lagoa, representado pela adição de carbono nos mesocosmos. Observamos então a alteração de parâmetros de qualidade de água nestes tratamentos, além de mudanças nos parâmetros ópticos e desequilíbrio na comunidade do plâncton. Semelhante ao simulado no experimento, o aumento na concentração do carbono alóctone deixou a lagoa com maior concentração de nutrientes de origem autóctone, aumentando o nível de trofia dela.

Deve-se ressaltar a importância de investigar o papel da cadeia detritívora na lagoa Carioca, já que no experimento de mesocosmos, o aumento na densidade de bactérias nos mesocosmos onde se adicionou matéria orgânica alóctone, pareceu ter grande papel na ciclagem dos nutrientes e principalmente carbono adicionado. A cadeia detritívora aumentou a disponibilização do carbono para os consumidores através da alça microbiana, sendo um suporte para a fotodegradação na quebra do carbono de alto peso molecular e de mais difícil biodisponibilização.

A substituição das espécies dominantes e a alta densidade populacional observada para uma pequena quantidade de espécies foram os principais efeitos observados nesta comunidade, que possui rápido tempo de resposta devido ao rápido ciclo de vida que caracteriza a maioria das



espécies desta comunidade. Uma aparente perda na qualidade nutricional no fitoplâncton foi observada, e ela parece ser a razão da preferência do zooplâncton pela utilização da alça microbiana ao invés do fitoplâncton. Além disso, nosso experimento também sugere que as mudanças climáticas podem ser um importante gatilho nas alterações observadas nessas comunidades, como o aumento das chuvas fortes causando entradas massivas de matéria orgânica alóctone para dentro dos lagos, alterando diferentes parâmetros na água com consequentes alterações na comunidade planctônica e até em níveis superiores da cadeia de transferência energética. Estes fatores podem fazer de ambientes como a lagoa Carioca, altamente vulneráveis, com perdas de valor ecológico e econômico.

Destacamos aqui a importância que este trabalho tem para pesquisas ecológicas, por apontar consequências da eutrofização em lagos tropicais. Neste lago, em específico, o processo de eutrofização ocorre de forma natural em relação a entrada de matéria orgânica, já que a Lagoa Carioca não experimenta input de esgoto ou de aditivos químicos diretos a partir da adição de agrotóxicos em sua bacia. Ainda assim, a eutrofização ocorre de forma acelerada e amplificada, pois as mudanças microclimáticas estão presentes de maneira expressivas nesta região. Os resultados e inferências trazidos aqui são exemplos da importância ecológica de se buscar a manter a temperatura do planeta estável através da diminuição no uso dos combustíveis fósseis e do desmatamento de áreas naturais. São exemplos também da importância de buscar a conservação de ambientes aquáticos e de suas bacias, que são importantes para espécies terrestres e aquáticas, e inclusive para a espécie humana.