



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

CLAUDIO BARBERINI CAMARGO FILHO

**ALTIMETRIA E AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS NA LAGOA MÃE-
BÁ, ESPÍRITO SANTO - BRASIL**

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2022

CLAUDIO BARBERINI CAMARGO FILHO

**ALTIMETRIA MORFOMETRIA E AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS NA
LAGOA MÃE-BÁ, ESPÍRITO SANTO - BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.
Orientador: Alexandre Rosa dos Santos

JERÔNIMO MONTEIRO – ES

2022

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de
Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

C172a Camargo Filho, Claudio Barberini, 1981-
Altimetria e avaliação de impactos ambientais na lagoa Mãe
Bá, Espírito Santo _ Brasil / Claudio Barberini Camargo Filho. -
2022.

114 f. : il.

Orientador: Alexandre Rosa dos Santos.

Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade
Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias e
Engenharias.

1. Lagoas costeiras. 2. Batimetria. 3. Elementos-traço. 4.
Genotoxicidade. 5. Teste do micronúcleo. 6. Ensaio cometa. I.
dos Santos, Alexandre Rosa. II. Universidade Federal do Espírito
Santo. Centro de Ciências Agrárias e Engenharias. III. Título.

CDU: 630*38

**ALTIMETRIA E AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS NA LAGOA MÃE-
BÁ, ESPÍRITO SANTO – BRASIL**

Claudio Barberini Camargo Filho

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais do Centro de Ciências Agrárias e Engenharias da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais na Área de Concentração Ciências Florestais.

Aprovada em 24 de março de 2022.



Prof. Dr. Jéferson Luiz Ferrari (Examinador externo)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo



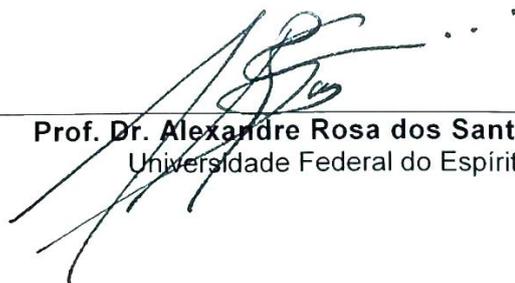
Prof. Dr. Bruno de Lima Preto (Examinador externo)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo



Prof. Dr. Diégo Lang Burak (Examinador externo)
Universidade Federal do Espírito Santo



Prof. Dr. Henrique Machado Dias (Examinador interno)
Universidade Federal do Espírito Santo



Prof. Dr. Alexandre Rosa dos Santos (Orientador)
Universidade Federal do Espírito Santo

A minha esposa Fernanda que me apoiou sempre e a minha filha Isabela que nasceu me dando mais força. E a minha Mãe Alzira e minha sogra Maria Elisa.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por ter me encaminhado nesta trajetória.

À Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, que me acolheram e me oportunizaram a realização de meu sonho.

Ao Instituto Federal do Espírito Santo Campus de Alegre (Ifes), pelo uso dos laboratórios e ao apoio incondicional que a direção me ofereceu.

À Sociedade de Amparo ao Desenvolvimento Tecnológico e Cultural (SADTEC), pelo apoio financeiro.

À CAPES pela concessão da bolsa do programa de formação doutoral docente (Prodoutoral), vinculada ao Edital PRPPG 18/2014 Ifes.

Ao Geotechnology Applied to Global Environment (GAGEN).

Ao meu Orientador e amigo Alexandre Rosa dos Santos, um profissional de alto nível, e uma simplicidade fora do comum.

À minha esposa Fernanda Vasques Lopes Moreira, que esteve presente em todos os momentos difíceis, me dando suporte para finalizar esta caminhada e que me deu meu maior sonho, a Isabela. Vocês são as pessoas que mais amo nesta vida.

À minha mãe que mesmo distante me deu força, e por ela consegui finalizar esta etapa e sempre me apoiou nos meus estudos.

À minha sogra, que este presente em todos os momentos, e que me aguentou e rezou muito por mim, Maria Elisa, você é uma pessoa muito especial.

Minha irmã Marcia e meu cunhado André que sempre torceram por mim.

À minha tia Lucia, prima Angélica e ao Jerôme, obrigado pelas inúmeras conversas e por torcerem por mim.

À minha madrinha Dalva.

À tia Cida e Ademir pelas orações.

Ao meu amigo e irmão do coração, Marcos Inácio Marcondes que me ajudou muito principalmente nesta fase final, mesmo estando distante.

Ao meu amigo Jeferson Luiz Ferrari, pessoa iluminada, única neste mundo, muito obrigado por todo seu apoio, sem você isso talvez não teria sido possível.

Ao meu grande amigo e padrinho Bruno de Lima Preto, por ter me ajudado nesta caminhada.

Ao meu amigo Romulo Matos de Moraes, serei sempre grato a você pelo apoio imensurável.

À Maria Valdete Santos Tannure pela amizade e seu apoio incondicional dentro e fora do Ifes.

Professores e amigos da Ufes:

Sidney Sara Zanetti, Ananias Francisco Dias Júnior, Roberto Avelino Cecílio, Marcos Vinicius Winckler Caldeira.

Em especial à professora e amiga Sustanis Horn Kunz e aos professores e amigos Henrique Machado Dias e Diego Lang Burak da Ufes.

À Elizângela Pereira Cunha de Almeida da Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCFL).

Aos amigos que fiz nesta jornada aqui na Ufes, Tais, Rita, Jeferson.

Aos meus amigos da pousada Porto Grande em que morei durante meu período de coleta de dados, Marcão e Claudinha.

Às minhas amigas Viviane Marculano e Sandrely, que tive o prazer de conhecer durante o projeto.

Aos meus amigos Guilherme, Lorene e Mariana.

Ao meu amigo, padrinho e advogado Junior Rocha.

Ao meu amigo Luiz Henrique Tinelli pela amizade e o apoio a mim dado.

Aos meus amigos de trabalho Deila, Ângela, Flavia, Glaucia, André, Karla, Tuim, Sonia.

Aos meus amigos de laboratório, Luciano, Adriano, Jaqueline, Tercio.

Ao meu amigo e orientador do meu mestrado o Oswaldo Pinto Ribeiro Filho.

Aos meus amigos Marquinhos e Magda.

RESUMO

CAMARGO FILHO, Claudio Barberini. **Altimetria e avaliação de impactos ambientais na lagoa Mãe-Bá, Espírito Santo – Brasil**. 2022. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Orientador: Alexandre Rosa dos Santos.

A avaliação de impactos ambientais em recursos hídricos é um tema multidisciplinar, pois demanda de conhecimentos diversos. Entre esses, pode-se citar, geoprocessamento, química da água, ciclagem de nutrientes, legislação, ecologia, toxicologia entre outros. As características morfométricas de uma lagoa são essenciais para entender seu funcionamento, pois podem influenciar a qualidade da água. Tais características podem ser aferidas por meio de estudos batimétricos, a partir de eco sondas ou de imagens derivadas de satélites. Neste caso, utiliza-se interpoladores (modelos matemáticos) construindo espaços tridimensionais. Por meio destes modelos tridimensionais, é possível determinar as características batimétricas do recurso hídrico. O estudo da conformação do recurso hídrico é o primeiro passo para avaliação de impactos ambientais. As características batimétricas influenciarão na composição física e química da água, que por sua vez influencia na composição de comunidades de zooplâncton e fitoplâncton, afetando todo o ecossistema. É sabido que lagoas com baixa profundidade são sistemas muito mais sensíveis, pois o próprio turbilhamento da água aumenta a possibilidade da suspensão do sedimento, modificando características físicas e químicas da água (devido a revolvimento da matéria orgânica), podendo aumentar o estado trófico do ambiente. Além disso, o turbilhamento pode suspender substâncias tóxicas, como por exemplo elementos-traços depositados no sedimento. Estes acontecimentos podem aumentar a toxicidade deste ambiente para a ictiofauna local, que a longo prazo pode causar danos irreversíveis ao ecossistema. Os testes de genotoxicidade, como o teste do micronúcleo ou ensaio cometa, podem auxiliar um diagnóstico ambiental seguro. Nosso objetivo foi utilizar imagens do Landsat 8 juntamente modelos de inteligência artificial como o Random Forest para obter a potencialidade de imagens de sensoriamento para predição da batimetria em uma lagoa e avaliar a qualidade ambiental por meio de testes de genotoxicidade de uma lagoa costeira.

Para isso utilizamos dois tipos de batimetria, a primeira foi realizada por meio de receptores geodésicos de GNSS, de dupla frequência, em tempo real (RTK) acoplado a um ecobatímetro e na segunda foi utilizada imagens derivadas de satélites (Landsat 8) com o processamento dos dados utilizando o pacote Random Forest do programa R. Realizamos também a análise da água e a quantificação de elementos-traços no sedimento da lagoa. Por fim, foram realizados testes de genotoxicidade através do teste do micronúcleo e o ensaio cometa. A utilização de técnicas batimétricas utilizando imagens derivadas do sensor OLI do satélite Landsat 8 é uma boa alternativa em lagoas, desde que não apresentem estágios de eutrofização avançados. Foi detectada uma concentração elevada de Ni e Cr no sedimento, mas apesar dos testes de genotoxicidade serem positivos, não é possível identificar a causa desta genotoxicidade. Não é possível apontar a mineradora como a principal fonte de Ni e Cr na lagoa, pois análises realizadas em uma lagoa testemunha apresentou níveis de Ni e Cr elevados. Sendo assim concluímos que a lagoa Mãe-Bá vem sofrendo uma forte pressão antrópica e que pode estar sendo potencializada pela sua morfometria e características ambientais do local.

Palavras-chave: Lagoas costeiras, batimetria, elementos-traço, genotoxicidade, teste do micronúcleo, ensaio cometa.

ABSTRACT

CAMARGO FILHO, Claudio Barberini. **Altimetry and environmental impact assessment in Mãe-Bá lagoon, Espírito Santo – Brazil.** 2022. Thesis (Doctorate in Forest Sciences) – Federal University of Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, ES. Advisor: Alexandre Rosa dos Santos.

The assessment of environmental impacts on water resources is a multidisciplinary topic, as it demands diverse knowledge. Among these, we can mention geoprocessing, water chemistry, nutrient cycling, legislation, ecology, toxicology, among others. The morphometric characteristics of a pond are essential to understand its functioning, as they can influence the quality of the water. Such characteristics can be measured through bathymetric studies, from echo sounders or from images derived from satellites. In this case, interpolators (mathematical models) are used to construct three-dimensional spaces. Through these three-dimensional models, it is possible to determine the bathymetric characteristics of the water resource. The study of the conformation of the water resource is the first step in the assessment of environmental impacts. The bathymetric characteristics will influence the physical and chemical composition of the water, which in turn influences the composition of zooplankton and phytoplankton communities, affecting the entire ecosystem. It is known that shallow ponds are much more sensitive systems, as the water turbulence itself increases the possibility of sediment suspension, modifying the physical and chemical characteristics of the water (due to organic matter turnover), which may increase the trophic state of the environment. In addition, turbidity can suspend toxic substances, such as trace elements deposited in the sediment. These events can increase the toxicity of this environment for the local ichthyofauna, which in the long term can cause irreversible damage to the ecosystem. Genotoxicity tests, such as the micronucleus test or comet assay, can aid in a safe environmental diagnosis. Our objective was to use Landsat 8 images together with artificial intelligence models such as Random Forest to obtain the potential of sensing images to predict bathymetry in a lagoon and evaluate the environmental quality through genotoxicity tests of a coastal lagoon. For this, we used two types of bathymetry, the first one was performed by means of geodetic GNSS receivers,

dual frequency, in real time (RTK) coupled to an echo sounder and the second was used images derived from satellites (Landsat 8) with the processing from the data using the Random Forest package of the R program. We also performed the water analysis and the quantification of trace elements in the lake sediment. Finally, genotoxicity tests were performed using the micronucleus test and the comet assay. The use of bathymetric techniques using images derived from the Landsat 8 satellite OLI sensor is a good alternative in lagoons, provided they do not present advanced eutrophication stages. A high concentration of Ni and Cr was detected in the sediment, but despite the genotoxicity tests being positive, it is not possible to identify the cause of this genotoxicity. It is not possible to point out the mining company as the main source of Ni and Cr in the lagoon, as analyzes carried out in a control lagoon showed high levels of Ni and Cr. Therefore, we conclude that Mãe-Bá lagoon has been suffering a strong anthropic pressure and that it may be being potentiated by its morphometry and environmental characteristics of the place.

Keywords: Coastal lagoons, bathymetry, trace elements, genotoxicity, micronucleus test, comet assay.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	14
REFERÊNCIAS.....	17
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 OBJETIVO GERAL.....	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	19
3.1 Morfometria.....	19
3.2 Transectos.....	20
3.3 GPS e ecobatímetro.....	22
3.4 Velocidade e embarcação.....	24
3.5 Interpoladores, IA e sensoriamento remoto	26
3.6 Qualidade da água.....	28
3.6.1 Parâmetros físico-químicos da água.....	28
3.6.2 Concentração de nutrientes.....	30
3.6.3 Comunidade fitoplanctônica.....	32
3.6.4 Comunidade de macrófitas aquáticas.....	35
3.6.5 Comunidade de consumidores.....	37
3.7 Legislação ambiental.....	38
3.8 Elementos-traço e genotoxicidade.....	40
REFERÊNCIAS.....	47

CAPÍTULO I

UTILIZAÇÃO DE TÉCNICAS DE RANDOM FOREST COM IMAGEM LANDSAT 8 PARA ESTIMAÇÃO DE BATIMETRIA DE UMA LAGOA LITORÂNEA NO SUDESTE DO

BRASIL.....	55
RESUMO.....	56
ABSTRACT.....	57
GRAPHICAL ABSTRACT.....	58
1 INTRODUÇÃO.....	59
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	61
2.1 Área de estudo.....	61
2.2 Coleta de dados, estimativa da batimetria e interpolação.....	63
2.2.1 ETAPA 1 – Batimetria.....	63
2.2.2 ETAPA 2 - Extração das métricas do Landsat 8.....	65
2.2.3 ETAPA 3 - Processamento dos dados com Random Forest.....	66
2.2.4 ETAPA 4 - Indicadores estatísticos utilizados e especialização dos resultados.....	67
3 RESULTADOS.....	69
4 DISCUSSÃO.....	74
5 CONCLUSÕES.....	77
REFERÊNCIAS.....	78

CAPÍTULO II

AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO EM

SEDIMENTOS E A GENOTOXICIDADE NA ICTIOFAUNA DE LAGOA LITORÂNEA NO SUDESTE DO BRASIL.....	81
RESUMO.....	82
ABSTRACT.....	83
GRAPHICAL ABSTRACT.....	84
1 INTRODUÇÃO.....	85
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	88
2.1. Área de estudo.....	88
2.2. Análise da qualidade da água.....	89
2.3. Análise de elementos-traço em sedimentos.....	90
2.3.1 Determinação de Matéria Orgânica Sedimentar (MO) (Loss on Ignition Calcination Method).....	90
2.3.2 Preparação de amostras de sedimentos para determinação de elementos-traço.....	91
2.3.3 Preparação de amostra.....	91
2.3.4 Determinação de elementos-traço e controle de qualidade...	92
2.4 Análise de genotoxicidade.....	93
2.4.1 Coleta de Peixes.....	93
2.4.2 Preparação de amostra.....	93
2.4.3 Teste de micronúcleo.....	94
2.4.4 Ensaio Cometa.....	94
2.5 Análise estatística.....	95
3 RESULTADOS.....	96
3.1 Qualidade da água.....	96
3.2 Concentrações de elementos-traço no sedimento.....	96
3.3 Genotoxicidade.....	98
4 DISCUSSÃO.....	102
4.1 Qualidade da água.....	102
4.2 Concentrações de elementos-traço em sedimentos.....	102
4.3 Genotoxicidade.....	105
5 CONCLUSÕES.....	108
REFERÊNCIAS.....	109
CONCLUSÕES GERAIS.....	114

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas lacustres estão entre os mais sensíveis às mudanças ambientais. Características como, a elevada área de contato com a atmosfera, tempo de retenção de água e influência nos processos de sedimentação, à distinguem dos lagos de outros ecossistemas fluviais, que muitas vezes tem seus processos de sedimentação potencializados com o aumento da erosão (KLING et al., 2000). Essas características são muito importantes quando nos referimos à qualidade e quantidade da água nos reservatórios, pois estes influenciam nos processos biológicos nos diferentes níveis tróficos (PARTANEN; LUOTO; HELLSTEN, 2009).

Estes processos, juntamente com o volume de água e o fluxo de entrada e saída no ecossistema estão diretamente ligados com a diluição e circulação de nutrientes, ou mesmo poluentes, o que torna os procedimentos batimétricos importantes na compreensão das mudanças ambientais nestes ecossistemas (MAISONNEUVE et al., 2019).

Pesquisas realizadas na Austrália demonstraram que a retenção de um corpo d'água, em função da sedimentação, diminui significativamente a retenção de água, fato comumente observado em reservatórios de barragens artificiais (HAIRSINE, 1997). Por esta razão apenas a observação da superfície do lago pode ser enganosa, resultando na interpretação equivocada e errônea das características de uma lagoa (ŁAWNICZAK; CHOIŃSKI; KURZYCA, 2011).

Sendo assim, a compreensão da morfometria deste ambiente, ajuda a entender suas especificidades, principalmente em lagoas rasas, que tem suas características físico-químicas perturbadas pela constância de ventos fortes (BENINCÁ et al., 2012), e precipitação (SMITH; ESPÍNDOLA; ROCHA, 2014; VENTUROTI et al., 2015, 2016).

Nos últimos dois séculos, a civilização juntamente com a industrialização impôs uma nova forma de produção, disponibilizando uma elevada diversidade de produtos químicos potencialmente tóxicos (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). Em sua maioria das vezes, os produtos originários das atividades industriais elevaram as cargas de poluentes nas águas superficiais influenciando drasticamente no meio ambiente (FRIESE et al., 2010), visto que os resíduos das atividades industriais,

agrícolas e urbanas têm como destino os ambientes aquáticos (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003).

Os fatores climáticos também têm contribuído para influenciar nos níveis de poluição nos ambientes lacustres (RANK; JENSEN; JESPERSEN, 2005). Estes fatores influenciam nesses ambientes de baixa profundidade ocorrentes na faixa litorânea. Características como transparência da água são visualmente modificadas quando perturbadas por ventos ou pela chuva, pois o turbilhonamento da água não fica apenas no epilimínio, fazendo com que ocorra a agitação e revolvimento da matéria sólida nos lagos, similarmente ao que acontece na lagoa Mãe-Bá.

A lagoa Mãe-Bá é a segunda maior lagoa do estado do Espírito Santo, situada entre dois municípios de Anchieta e Guarapari. Esta lagoa é um ecossistema que vem sofrendo interferências antrópicas desde os anos de 1970, e teve sua ligação com o mar interdita para a construção de uma rodovia estadual. Posteriormente, uma indústria de mineração se estabeleceu nas suas proximidades, acarretando o surgimento de residentes humanos ao seu redor. Com isso, ao passar dos anos, esse ecossistema vem sofrendo elevados danos ambientais por receber efluentes advindos da empresa de pelotização de minério de ferro e das comunidades que estão ao seu redor, visto que também é utilizada para a pesca e lazer. E por conta da urbanização ao redor da lagoa, elevou-se o despejo de efluentes domésticos, pesca predatória e a introdução de espécies exóticas no ambiente.

Em função alteração da paisagem natural para uma urbana ao redor dessa lagoa, fez com que esses ambientes lacustres sofresse uma aceleração nos processos eutrofização do corpo hídrico, em função do aumento da sedimentação, e a contaminação do corpo hídrico por xenobióticos de forma são mais evidentes, o que torna de extrema relevância trabalhos que visam a compreensão da morfometria e a qualidade ambiental do local e na importância de estudo batimétricos com técnicas *in situ* de utilização de eco sondas ou de batimetria *ex situ* a partir de estudos batimétricos por meio de imagens de satélite.

Para finalizar, o uso de biomarcadores genotóxicos como ensaio cometa e o teste do micronúcleo, são amplamente utilizados para diagnosticar a qualidade ambiental a curto prazo, tornando mais eficientes medidas profiláticas. Estas medidas são de grande importância para se restaurar o ambiente, evitando que os danos genotóxicos se tornem irreversíveis, implicando na dinâmica do

ecossistema, pois poderá interferir na taxa de natalidade e mortalidade das espécies, modificando a dinâmica populacional, comprometendo o fluxo de energética, que por sua vez poderá influenciar nos padrões da riqueza em espécies naquele ecossistema.

Portanto, o estudo de impacto ambiental por meio da compreensão e a identificação dos agentes estressores (xenobióticos) à ictiofauna é de grande importância para a identificação de suas causas e consequências. O estudo da quantificação de elementos-traço determina a história ambiental de um ecossistema e os testes de genotoxicidades podem contribuir para o entendimento do futuro deste mesmo ecossistema.

Com isso, hipotetizamos:

H₁: O uso de inteligência artificial (Random Forest) associada a imagens de satélite é capaz de predizer com precisão a batimetria em lagoas.

H₂: Lagoas com baixa biodisponibilidade de elementos-traços podem causar danos genotóxicos na ictiofauna local.

Neste sentido, o estudo batimétrico e um diagnóstico da concentração de elementos-traço em sedimentos e a genotoxicidade na ictiofauna de lagoa, é o primeiro passo para se construir medidas conservacionistas e estabelecer bases para o desenvolvimento de políticas públicas de monitoramento e controle ambiental dos remanescentes naturais de ambientes lacustres costeiros.

REFERÊNCIAS

- BENINCÁ, C. et al. Chronic genetic damages in *Geophagus brasiliensis* exposed to anthropic impact in Estuarine Lakes at Santa Catarina Coast-Southern of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 4, p. 2045–2056, 2012.
- FRIESE, K. et al. Anthropogenic influence on the degradation of an urban lake - The Pampulha reservoir in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. **Limnologia**, v. 40, n. 2, p. 114–125, 2010.
- HAIRSINE, P. B. Controlling sediment and nutrient movement within catchments. **Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology**. 1997.
- KLING, G. W. et al. Integration of lakes and streams in a landscape perspective: The importance of material processing on spatial patterns and temporal coherence. **Freshwater Biology**, v. 43, n. 3, p. 477–497, 2000.
- ŁAWNICZAK, A. E.; CHOIŃSKI, A.; KURZYCA, I. Dynamics of lake morphometry and bathymetry in various hydrological conditions. Polish **Journal of Environmental Studies**, v. 20, n. 4, p. 931–940, 2011.
- MAISONNEUVE, C. B. de et al. Bathymetric survey of lakes Maninjau and Diatas (West Sumatra), and lake Kerinci (Jambi). **Journal of Physics: Conference Series**, v. 1185, n. 1, p. 1–9, 2019.
- PARTANEN, S.; LUOTO, M.; HELLSTEN, S. Habitat level determinants of emergent macrophyte occurrence, extension and change in two large boreal lakes in Finland. **Aquatic Botany**, v. 90, n. 3, p. 261–268, 2009.
- RANK, J.; JENSEN, K.; JESPERSEN, P. H. Monitoring DNA damage in indigenous blue mussels (*Mytilus edulis*) sampled from coastal sites in Denmark. **Mutation Research**, v. 585, n. 1–2, p. 33–42, 2005.
- SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. **Environmental Limnological Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 73–88, 2014.
- VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57–149, 2003.
- VENTUROTI, G. P. et al. Phosphorus, total ammonia nitrogen and chlorophyll a from fish cages in a tropical lake (Lake Palminhas, Espírito Santo, Brazil). **Aquaculture Research**, v. 47, n. 2, p. 409–423, 2016.
- VENTUROTI, G. P. et al. Variation of limnological parameters in a tropical lake used for tilapia cage farming. **Aquaculture Reports**, v. 2, p. 152–157, 2015.
- ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática**; princípios e aplicações, São Carlos: Rima, 464 p, 2006.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este estudo teve como objetivo analisar a batimetria da lagoa Mãe-Bá por meio de técnicas batimétricas *in situ* e *ex situ* e avaliar a qualidade ambiental da lagoa Mãe-Bá, no estado do Espírito Santo, Brasil.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as características batimétricas da lagoa Mãe-Bá. (Capítulo 1);
- Comparar técnicas batimétrica *in situ*, com técnicas batimétricas *ex situ* utilizando imagens de satélite integradas a inteligência artificial. (Capítulo 1);
- Analisar a qualidade da água e a concentração de elementos-traço sedimentar na lagoa Mãe-Bá (Capítulo 2);
- Avaliar qualidade ambiental da lagoa Mãe-Bá, utilizando-se de testes de genotoxicidade na ictiofauna local. (Capítulo 2);

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Morfometria

Sabe-se que o estudo da morfometria de lagoas são cruciais para o entendimento do seu ciclo hidrológico e compreensão dos impactos naturais que porventura podem sofrer. Compreender como a sua morfometria pode contribuir para potencializar ou minimizar os impactos causados por ações antrópicas tornou-se uma importante estratégia para o estabelecimento de políticas públicas de monitoramento ambiental.

Mas, afinal o que é morfometria? Esta palavra como tantas outras derivam do latim, e por isso tem na denominação compreender que é a medição da forma utilizando diversos parâmetros métricos sobre as dimensões do formato de lagoas, lagos e lagunas, e dessa forma, conseguir transformar uma lâmina de água em um espaço tridimensional.

Para isso, ao se estudar a morfometria de uma lagoa, é de crucial importância compreender os diversos parâmetros métricos existentes, a fim de se construir espaços tridimensionais, por meio dos interpoladores que são modelos matemáticos, cujo objetivo é determinar valores em locais não amostrados e determinar alguns parâmetros métricos. Por exemplo, Maina et al. (2018) utilizaram em seu trabalho sobre o volume, área de superfície, nível do lago, profundidade média, profundidade máxima, como os principais parâmetros para se determinar sua morfometria. Já Barroso, Gonçalves e Garcia (2014) determinaram como parâmetros morfométricos primários no seu trabalho os dados da área da superfície, o comprimento da linha costeira, comprimento máximo, amplitude máxima e volume.

Mas para se compreender os parâmetros morfométricos é necessário estudos batimétricos (FURNANS; AUSTIN, 2008) que tem como bases técnicas a medição vertical, podendo destacar o sonar de varredura lateral, batimetria derivada de satélite, fotogrametria e as eco sondas multifeixe (multi-beam) ou sistemas de varreduras e as eco sondas monofeixe (single-beam), que emite pulsos acústicos únicos (IHO, 2020). Essas eco sondas são compreendidas como os ecobatímetros que possibilitam coletar dados de profundidade em pontos

específicos, a fim de auxiliar na geração dos Modelos Digitais de Elevação (MDE) com a ajuda de programas computacionais.

No entanto, para chegar a estes dados, existem padrões que devem ser obedecidos para tal atividade, que são estipulados pela International Hydrographic Organization (IHO), e por isso, a fim de se compreender os estudos de geração de modelos tridimensionais de recursos límnicos, esta revisão visa caracterizar todos os procedimentos para chegar a tal finalidade, que vai desde a coleta dos dados por meio da batimetria, até a confecção das formas tridimensionais por meio de modelos matemáticos.

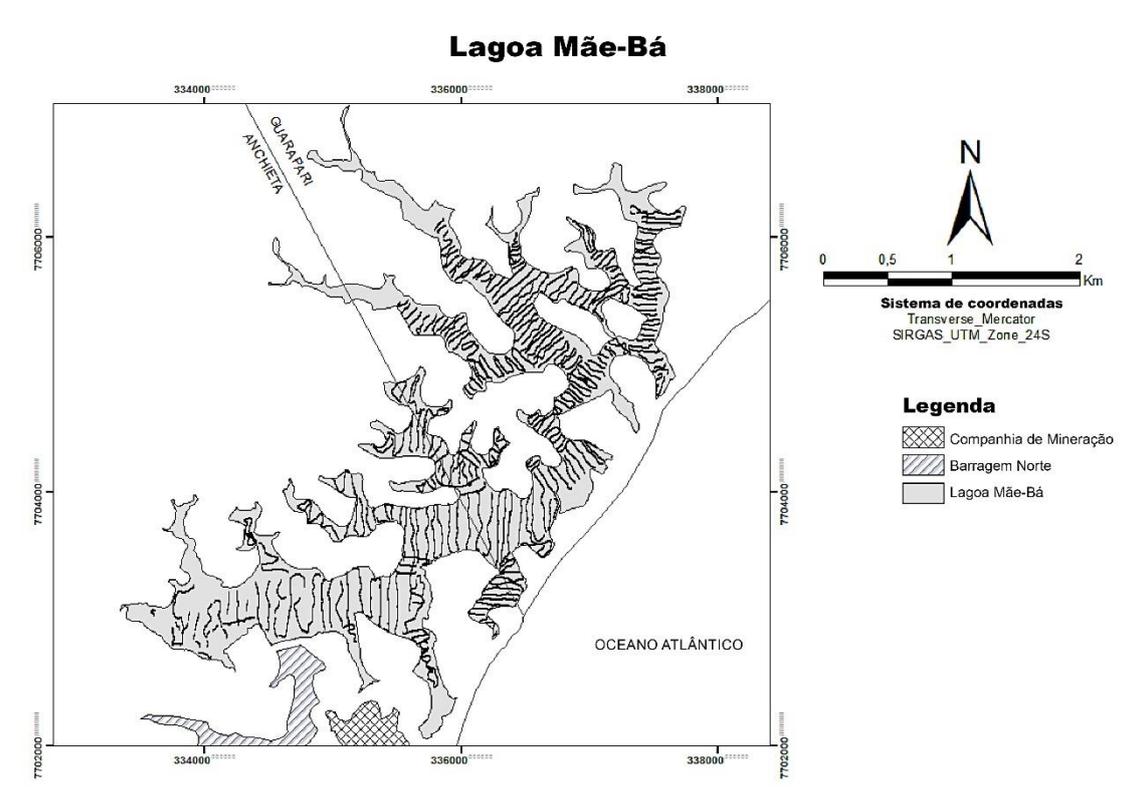
Com essa finalidade tridimensional para estudos límnicos, Alexandridis et al. (2007) relataram existirem outras formas de se alcançar o mesmo objetivo, além da batimetria, com o uso de geotecnologias como o Sistema de Posicionamento por Satélites, integrado ao Sistema de Informação Geográfica que juntamente com o uso de imagens de satélite e Modelos Digitais de Elevação (MDE) tornaram-se ferramentas de grande importância para ecologia aquática.

O conjunto dessas combinações tornam possível determinar exatamente as mudanças que ocorrem em corpos d'água, auxiliando na elaboração de métodos que visem a melhora das condições ecológicas da água (ŁAWNICZAK; CHOÍŃSKI; KURZYCA, 2011).

3.2 Transectos

O primeiro passo para construção de um estudo batimétrico é a determinação das linhas ou transectos. Para isso a área de estudo deve ser predeterminada por meio da criação de uma camada vetorial, do tipo Shapefile ou a captura da mesma quando já existente (Figura 1).

Figura 1 – Lagoa Mãe-Bá com os transectos para a realização de batimetria *in situ*



Fonte: o autor.

Para a construção inicial do Shapefile, utilizam-se dados geoespaciais do tipo Raster que são imagens capturadas por meio de satélites podendo variarem em sua precisão, a isto chamamos de resolução espacial. Outra escala numérica que poderá variar e tem por obrigação sua padronização, é a escala que a imagem Raster será trabalhada, que varia conforme o tamanho da área amostrada.

Barroso, Gonçalves e Garcia (2014) ao realizar estudos batimétricos utilizaram para a confecção do Shapefile uma ortofotografia aérea digital de resolução espacial de 1m e escala 1:15.000, como delimitador de sua área de estudo, e posteriormente determinaram sua linha de pesquisa ou transectos com espaçamento entre linhas de 200 m.

Verifica-se que os espaçamentos entre linhas é um fator muito importante de se pré-determinar, visto que outros estudos apresentaram similaridades metodológicas, onde o tamanho do espaçamento está ligado com a escala a ser trabalhada. Quanto maior a escala maior é o nível de detalhamento. Maina et al. (2018) afirmam que espaçamento entre os transectos e sua escala foram

respectivamente de 50 m 1:10.000, 100 m 1:15.000 e 200 m a 2 km nas maiores áreas. Šiljeg, Lozić e Šiljeg (2015) definiram seu estudo em 200 m, correspondendo a resolução desejada de 1:30.000. Já Cross e Moore (2014) utilizaram diversas distâncias entre transectos variando de 50 m, 100 m, 150 m, 200 m, 250 m e 300 metros, sendo que o menor valor obteve a melhor precisão na determinação do volume (99,9-99,6 %).

3.3 GPS e ecobatímetro

A medição batimétrica necessita de uma gama de equipamentos que acabam encarecendo o processo. O que pode favorecer estes estudos nos dias de hoje é a vasta quantidade de equipamentos e diversas marcas disponíveis no mercado. Šiljeg, Lozić e Šiljeg (2015) que em seus estudos batimétricos utilizaram um sonar HydroStar 4300, que foi interligado aos dispositivos GPS Ashtech ProMark 500 e um Thales Z-Max[®] e conectados por meio do controlador Real-Time Kinematic (RTK) Juniper System-Allegro, que permite a conexão em tempo real, e por último utilizou-se para o registro de dados o programa FAST Survey.

Já outro levantamento utilizou um sistema de eco-sondagem Ohmex (Sway, Hampshire, Reino Unido) HydroLite XT composto por um transdutor de feixe único de 210,0 kHz, uma conexão SonarMite V3 BT Bluetooth e um receptor Trimble (Sunnyvale, Califórnia, EUA) GeoXH DGPS (BARROSO; GONÇALVES; GARCIA, 2014).

Apesar da variedade de equipamentos que podem nos fornecer dados amostrais com inúmeras precisões e acurácias, além do equipamento a ser utilizado, deve-se levar em consideração para a coleta de dados, a configuração de cada equipamento, que pode variar conforme as características locais e as condições financeiras do projeto em questão (Figuras 2 e 3).

A primeira questão que devemos levar em consideração é o Sistema de Referência que tem como padrão o Sistema de Projeção Universal Transversal de Mercator (UTM, WGS84) (BARROSO; GONÇALVES; GARCIA, 2014; CABALLERO; STUMPF; MEREDITH, 2019; IHO, 2020; TONG et al., 2016; YAN; XIAO; DU, 2014). O segundo ponto a ser levado em consideração, é o sistema sonar do ecobatímetro. Para tal, existe o sistema sonar multifeixe, que apesar de ser mais eficiente, pode não ser adequado dependendo das características da

lagoa, podendo optar-se pela utilização de sistemas sonar de feixe único (ŠILJEG; LOZIĆ; ŠILJEG, 2015). Outra questão dos sistemas multifeixe é o seu preço elevado, apesar de serem mais precisos, necessita de processamentos de dados mais complexos (IHO, 2008).

Figura 2 – Embarcação com a base móvel GPS JAVAD TRIUMPH-1 e o Ecobatímetro, modelo Bathy-500MF da marca SyQwest



Fonte: o autor.

Figura 3 – Instalação da Base fixa do GPS JAVAD TRIUMPH-1;



Fonte: o autor.

A partir da escolha do sistema sonar, a frequência que o aparelho irá trabalhar está muito ligada com o que se pretende em sua pesquisa. Sabendo-se que os ecobatímetros em sua maioria, apresentam transdutores com uma ou duas frequências, como é o caso do equipamento utilizado neste trabalho que foi o Bathy-500 MF[®], (Figura 2) que permite trabalhar com uma única frequência (33 kHz; 40 kHz; 50 kHz e 200 kHz), ou trabalhar com duas frequências (200/50 kHz) simultaneamente. A relação frequência, beam e profundidade se encontra na Tabela 1.

Tabela 1 – Características do ecobatímetro Bathy-500 MF®

Frequência	Beam	Profundidade (m)
33 kHz	21°	640
40 kHz	20°	640
50 kHz	9°	400
200 kHz	3°	300

Fonte: Syqwest Incorporate

A escolha da frequência influencia na captação dos dados, visto que frequências baixas como 30 KHz não conseguem penetrar na vegetação densa (ŠILJEG; LOZIĆ; ŠILJEG, 2015).

Por isso, recomenda-se o uso de dupla frequência em águas rasas, aumentando a acurácia em sedimentos consolidados e não consolidados USACE (2013). Šiljeg, Lozić e Šiljeg (2015) em um estudo em profundidades semelhantes ao da lagoa Mãe-Bá, utilizaram dupla frequência 30 KHz e 200 KHz corroborando com USACE (2013). Já Cross e Moore (2014) trabalhou em profundidades variando de 10,8 a 31 m com apenas uma única frequência de 70KHz e beam (5,6°).

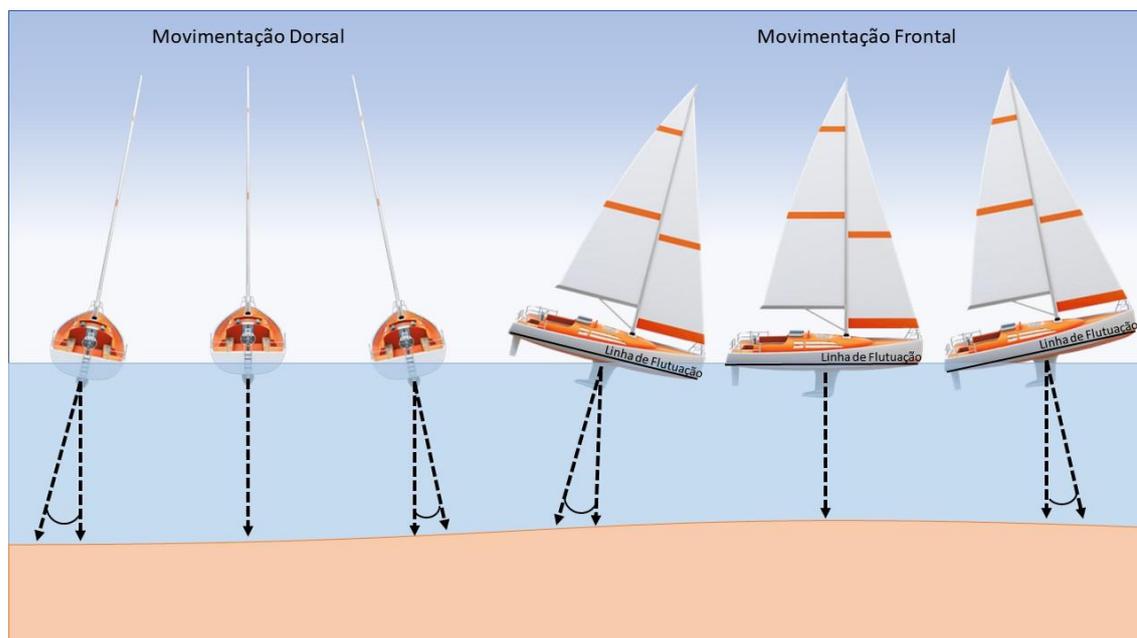
3.4 Velocidade e embarcação

O processo de batimetria por meio de ecobatímetro, necessita que todo equipamento seja acoplado às embarcações, sendo que o uso de modelos infláveis são os mais utilizados (PURDIE et al., 2016; ŠILJEG; LOZIĆ; ŠILJEG, 2015), visto que são mais estáveis o que evitaria a movimentação dorsal, consequentemente melhorando a estabilidade do transponder (Figuras 4 e 5).

Outro fator que influencia na estabilidade do transponder, é a aceleração que pode ocasionar o arqueamento da proa do barco, desestabilizando a linha de flutuação da embarcação, ocasionando na movimentação frontal do transponder (CLARKE, 2003), como também a formação de ondulações na água pode interferir na qualidade da coleta dos dados.

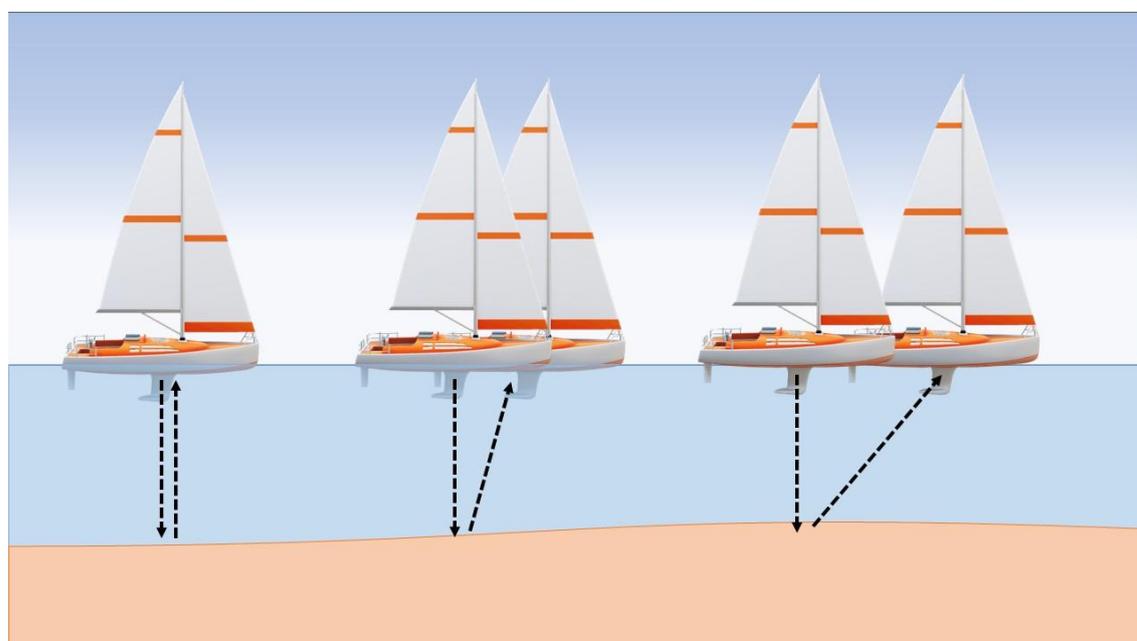
Por este motivo, verificou-se a padronização de uma velocidade constante de 5 a 6 Km h⁻¹ em diversos estudos (BARROSO; GONÇALVES; GARCIA, 2014; CROSS; MOORE, 2014; MAINA et al., 2018).

Figura 4 – Instabilidades indesejáveis durante a batimetria.



Fonte: o autor.

Figura 5 – Descolamento sonoro de acordo com o aumento da velocidade da embarcação.



Fonte: o autor.

3.5 Interpoladores, IA e sensoriamento remoto

Visando uma maior acurácia na modelagem batimétrica, os interpoladores são importantes para gerar modelos de representação espacial. A interpolação espacial é utilizada para prever um valor de uma variável de interesse em locais não medidos, utilizando as medições dos locais amostrados (MENG; LIU; BORDERS, 2013). Na literatura existe uma grande variedade de interpoladores, subdivididos em dois tipos: os determinísticos e os geoestatísticos.

Li e Heap (2008) descreve 26 interpoladores sendo estes geoestatísticos e não geoestatísticos, este último considerado como método determinístico. Neste mesmo estudo foram comparados o uso destes interpoladores em 50 artigos científicos nas áreas de meteorologia e recursos hídricos, ecologia, agricultura e ciência do solo.

Ao se comparar as avaliações do trabalho descrito no parágrafo anterior, utilizando a frequência de utilização do interpolador com relação a recomendação de seu uso nos artigos científicos os interpoladores mais adequados para se utilizar no trabalho de batimetria da lagoa Mãe-Bá, seria os interpoladores: Krigagem ordinária (OK); Ponderação do Inverso da Distância (IDW); Cokrigagem Ordinária (OCK); krigagem com Deriva Externa (KED); Spline de Curvatura Mínima ou Laplaciana (TPS).

Šiljeg, Lozić e Šiljeg (2015) utilizou em seu estudo métodos determinísticos: Ponderação do Inverso da Distância (IDW); Função Polinomial Local (LP), RBF (função de base radial) – Completamente Regularizada Spline (CRS); RBF - Spline com Tensão (SWT); RBF - Função Multiquadric (MQ) e RBF - Multiquadric inverso (IMQ). e os modelos geoestatísticos: krigagem Comum (OK); krigagem Simples (SK); Krigagem Universal (UK); Krigagem Disjuntiva (DK); Cokrigagem Ordinária (OCK); Cokrigagem simples (SCK); Cokrigagem Universal (UCK) e Cokrigagem Disjuntiva (DCK).

Mazzini e Schettini (2009) também compararam em seu trabalho uma grande variedade de interpoladores como a Ponderação do Inverso da Distância (IDW); krigagem (K); Curvatura Mínima ou spline (TPS); Método de Shepard Modificado (MSM); Vizinho Natural (NN); Vizinho Mais Próximo; Regressão Polinomial; Função da Base Radial; Triangulação com Interpolação Linear; Médias Móveis e Polinômio Local.

Já para a geração de modelo de dados batimétricos os autores utilizaram apenas a Krigagem Ordinária (OCK) (BARROSO; GONÇALVES; GARCIA, 2014).

A técnica de sensoriamento remoto óptico (Imagens de satélite) também é utilizada para caracterizar a morfometria em lagos, considerando que é uma tecnologia relativamente barata e apresenta alta qualidade (OVAKOGLU et al., 2016). Este tipo de batimetria também pode ser chamado de batimetria visível (GETIRANA; JUNG; TSENG, 2018). Imagens de satélites também são muito utilizadas para se determinar o estado trófico do ambiente aquático (CHEN, Q.; HUANG; TANG, 2019; HUANG et al., 2014; ZILIOLI; BRIVIO, 1997), como florescências de cianobactérias (CHEN, N. et al., 2020; SÒRIA-PERPINYÀ et al., 2020).

No entanto, na Batimetria Derivada de Satélite (SDB), a avaliação da turbidez é uma etapa muito importante. Em um estudo no sul da Flórida utilizou-se o satélite Sentinel-2A de resolução espacial de (10, 20 e 60 m) com um MultiSpectral (MSI) de resolução relativamente alta e um Ocean and Land Color de resolução moderada (OLCI) a bordo do Sentinel-3A de resolução espacial de 300 m, mesmo assim, a pesquisa apresentou falhas na avaliação do limite de profundidade (SDB) causado pela turbidez (CABALLERO; STUMPF; MEREDITH, 2019).

Imagens de satélite juntamente com o uso de modelos de inteligência artificial como o Random Forest (RF), podem substituir medições batimétricas, este modelo se destaca pela sua simplicidade, necessitando menos variáveis de entrada (MATEO-PÉREZ et al., 2021b). O RF é considerado um algoritmo de classificação robusto, superando a abordagem do K-vizinhos mais próximo e o k-média (LEON et al., 2020). Além dos estudos batimétricos, o RF permite análises de dinâmica espaço-temporal de biomassa de comunidade bentônicas (HARO et al., 2021), assim como, estudos espaço-temporal de séries históricas batimétricas (MATEO-PÉREZ et al., 2021a). No entanto, a utilização destas tecnologias para se prever a profundidade é a variação do nível da água, este tipo de cuidado deve ser tomado principalmente em ambientes que tem como base o nível da maré (SAGAWA et al., 2019), o que não se aplica na lagoa Mãe-Bá, que possui controle de vazão, não tendo variação no aumento do nível da água em um curto período de tempo.

Além dos estudos batimétricos, o RF permite análises de dinâmica espaço-temporal de biomassa de comunidade bentônicas (HARO et al., 2021), assim como, estudos espaço-temporal de séries históricas batimétricas (MATEO-PÉREZ et al., 2021a).

3.6 Qualidade da água

A qualidade da água é essencial para um ecossistema equilibrado, independentemente de se tratar de organismos aquáticos ou não. Além desta importância a vida, a qualidade da água também influenciará na obtenção dos dados batimétricos. Pois uma embarcação muitas vezes não consegue passar em locais com grandes quantidades de macrófitas aquáticas, ou mesmo, a probe pode sofrer interferências. O mesmo pode ocorrer, ao realizar uma batimetria *ex situ*, pois a obtenção da profundidade pode sofrer interferências, com o aumento de nutrientes na água ou mesmo devido ao aumento da comunidade de fitoplânctons, pois estes fatores vão interferir na penetrabilidade das ondas eletromagnéticas. Portanto, a compreensão dos parâmetros físico-químicos da água; da concentração de nutrientes; comunidade fitoplânctonica; comunidade de macrófitas aquáticas; e da comunidade de consumidores é de grande importância, quando estamos trabalhando com avaliação de impacto ambiental de recursos hídricos.

Entretanto, para se compreender estes fatores é muito importante ter o conhecimento das variáveis físico-químicas da água, pois estas sofreram modificações ao longo dos processos de eutrofização, sendo estas muito importantes para o diagnóstico de qualidade ambiental.

3.6.1 Parâmetros físico-químicos da água.

Em se tratando de ambientes lacustres, alterações em suas características podem atingir tanto a água, como conseqüentemente o sedimento e a ictiofauna local, e por último a população ao seu entorno por meio do consumo de peixes e de água não tratada.

O impacto ambiental no ambiente aquático pode vir por meio das alterações na qualidade da água que são caracterizadas por dois tipos de

parâmetros, o físico e o químico. Estes parâmetros quando modificados ou perturbados podem causar um impacto ambiental muitas vezes irreversível.

Temperatura – a temperatura é um parâmetro que deve ser levado em consideração, pois o aumento da temperatura global, juntamente com o aumento de fósforo, pode aumentar significativamente a biomassa da comunidade fitoplanctônica, e estes fatores favorecem várias florações de cianobactérias e tais alterações ambientais levam à produção de toxinas, causando consequências drásticas para as pessoas e para ictiofauna (HENNEMANN; PETRUCIO, 2010).

Turbidez – Gradientes de turbidez temporais e espaciais estão associados com a estrutura das comunidades de zooplâncton e fitoplâncton. A hidrodinâmica impulsionada pelo vento causa a turbidez da água, afetando a química da mesma e o metabolismo planctônico (CARDOSO; MARQUES, 2009). Estes parâmetros são bem descritos na Resolução do CONAMA nº 357/2005, sendo um dos parâmetros primordiais para a classificação do recurso hídrico.

Demanda Bioquímica de Oxigênio – É o oxigênio necessário para a degradação bioquímica de matéria orgânica por microrganismos, ou seja, quanto maior a sua demanda maior é a quantidade de matéria orgânica no ambiente.

Este parâmetro é importante para caracterizar o processo de eutrofização do ambiente aquático, que muitas vezes é consequência de lançamentos de efluentes domésticos sem o tratamento adequado. Podendo ocorrer a redução do oxigênio dissolvido na água, acarretando o aumento da mortalidade da ictiofauna (GIRARD, 2013).

Potencial Hidrogeniônico – É a concentração de ácido (H^+) e base (OH^-) na água.

A fotossíntese é um processo que pode fazer com que o pH sofra variação devido a remoção do CO_2 da água, ou seja, ambientes cuja produção fitoplanctônica é alta, tendem a modificar o pH da água.

Alcalinidade Total – Esta é a capacidade que a água tem de receber íons H^+ e atingir um pH de 4,5. Geralmente são controlados pela hidroxila OH^- , o carbonato (CO_3^{2-}) e o carbonato de cálcio (HCO_3^-), atuando como tampões, ou seja, lagos com alta alcalinidade são ambientes bem tamponados (GIRARD, 2013).

Condutividade – A condutividade depende de íons presentes na água, participando do processo de condução, no entanto, cada íon possui uma eficiência de condutividade, uma diferente da outra.

Este método é o mais simples para se determinar Sólidos Dissolvidos Totais, que por sinal são íons essenciais para o desenvolvimento da vida aquática, mas em concentrações elevadas podem acarretar a morte destes organismos (GIRARD, 2013).

Oxigênio Dissolvido – É o principal componente para a vida, sua principal entrada no ambiente é por meio do estrato autotrófico. Sánchez-España et al. (2017) afirmam que problemas com o esgotamento do oxigênio na água, sendo ele permanente ou não, se tornou um problema global.

As variações nos déficits de oxigênio são atribuídas principalmente as mudanças climáticas e os impactos ambientais (BOEHRER; SCHULTZE, 2008).

Nitrogênio Total e Fósforo Total – São os dois parâmetros químicos de qualidade da água mais importantes para os processos de eutrofização, sendo assim, serão reportados à parte.

3.6.2 Concentração de nutrientes

Os nutrientes que entram na lagoa podem ser de origem natural. Se esta fosse a única entrada de nutrientes, a eutrofização seria lenta e contínua, e promoveria o chamado “envelhecimento natural” do lago (PEREIRA, A. A.; SÉRGIO; MENDONÇA, 2006). Porém, o incremento de nutrientes por processos artificiais é uma fonte mais significativa para a eutrofização. Segundo Esteves; Meirelles-Pereira (2011), o aporte mais significativo de nutrientes é originário de esgotos domésticos, efluentes industriais ou atividades agrícolas. Friese et al. (2010) afirmam que o grande incentivador da elevação do fluxo de poluentes em águas superficiais, é a atividade industrial, corroborando com Esteves; Meirelles-Pereira (2011).

Apesar de bem estudada e conhecida, a eutrofização é a causa de degradação da qualidade da água em lagos no mundo todo (FINDLAY et al., 1998). De acordo com Ishii e Sadowsky (2008), os reservatórios que recebem descargas de nutrientes, compostos orgânicos e metais pesados, tem prejuízo na qualidade da água e conseqüente ameaça à biota e à saúde humana.

O nitrogênio além de ser um dos maiores causadores da eutrofização, é um dos principais elementos químicos da natureza, podendo ser limitante para a produção primária e secundária. As principais fontes de N nos ecossistemas

aquáticos são a fixação biológica, tempestades atmosféricas, e atualmente, em grande escala o aporte de efluentes domésticos e industriais não tratados. O nitrogênio dissolvido é encontrado em várias formas, como o Íon Amônio (NH_4^+), Nitrito (NO_2^-), Nitrato (NO_3^-), Amônia (NH_3), Óxido Nitroso (N_2O) e a forma molecular (N_2). Os três primeiros compostos são as principais formas assimiláveis pelos organismos autotróficos e estão ordenadas de forma crescente em termos de custos energéticos. Em ambientes anaeróbios o íon amônio é o mais abundante, já o nitrato é a forma de N mais abundante em ambientes aeróbios, e o nitrito apresenta maiores concentrações em anaerobiose do que em ambientes aeróbios, sendo que em altas concentrações podem ser tóxicos a organismos aquáticos (ESTEVES; AMADO, 2011).

Outro elemento determinante para eutrofização dos corpos d'água é o fósforo. Por este motivo, determinar a sua concentração é de fundamental importância (ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011). Este elemento é o principal fator responsável pela eutrofização artificial dos ecossistemas aquáticos continentais (SCHINDLER et al., 2008). Geralmente são oriundos do uso de fertilizantes químicos e produtos de limpeza contendo compostos polifosfatados (ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011).

O fósforo é comumente classificado em cinco formas distintas: a Fosfina (FH_3), que é volátil e se encontra nos sedimentos anóxidos; o Fósforo total (P-total), são todas as formas de fósforo encontrados em uma amostra de água; o Fósforo particulado (P-particulado) orgânico, que é encontrado nas estruturas de organismos vivos ou mortos incluindo excretas e fezes e o inorgânico que são fosfatos adsorvidos a partículas como a argila; o Fósforo dissolvido (P-dissolvido) orgânico, que é produzido por organismos vivos ou em decomposição e o inorgânico que corresponde principalmente ao Ortofosfato (P-orto, PO_4^{3-}), além de outros fosfatos que na água podem estar em diferentes formas iônicas de acordo com o pH.

Na limnologia o P-total e o P-orto são os mais importantes, sendo que o primeiro é utilizado para estimar o grau de fertilização do ambiente aquático e o segundo é a principal forma de fosfato assimilado pelos vegetais aquáticos (ESTEVES; PANOSSO, 2011).

O aporte destes nutrientes gera uma reação em cadeia, como abordado anteriormente. O incremento de nitrogênio e fósforo na lagoa Mãe-Bá promovem o

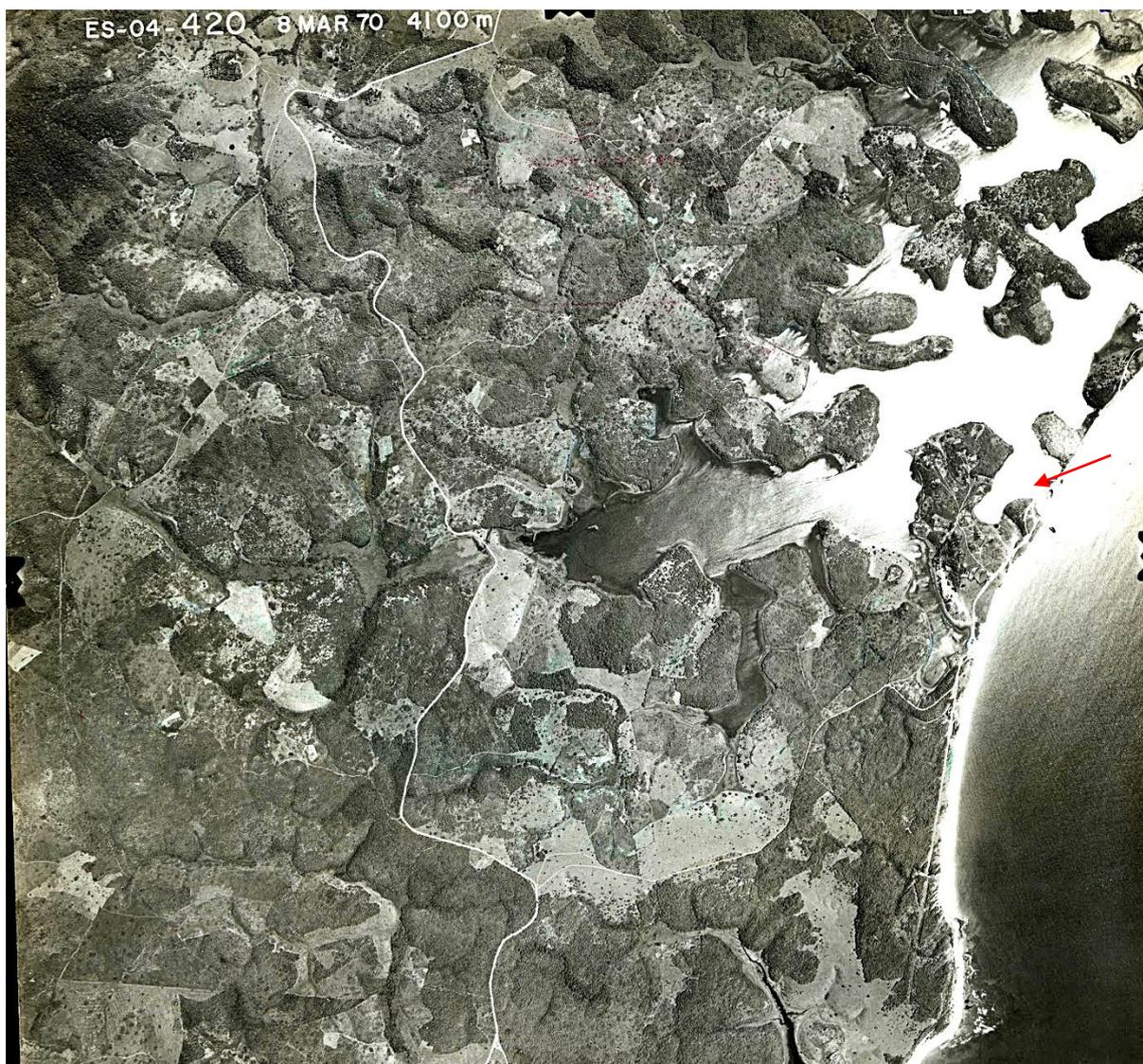
crescimento exacerbado da comunidade fitoplanctônica. Os efeitos deste crescimento exacerbado (também chamado de “bloom” de fitoplâncton) serão discutidos na seção 3.6.3 Comunidade fitoplanctônica.

3.6.3 Comunidade fitoplanctônica

A intensidade de luz adequada e disponibilidade de nutrientes são pontos cruciais para o crescimento da comunidade de fitoplânctons (HUOVINEN; BRETT; GOLDMAN, 1999).

Além dos nutrientes, o tamanho do lago também é um fator importante para a eutrofização. Lagos rasos são mais suscetíveis a eutrofização e os mecanismos de feedback são especialmente fortes em ecossistemas tropicais e subtropicais, o que dificulta qualquer estratégia de restauração do ambiente (BICUDO et al., 2007). Podendo ser potencializado com o fechamento destes ambientes, como no caso da lagoa Mãe-Bá (Figura 6). Cao et al (2020) relacionam o crescimento exacerbado (também chamado de “bloom” de fitoplâncton), com a retenção de hidráulica.

Figura 6 – Imagem aérea da lagoa Mãe-Bá em 1970, com o local onde se encontrava a ligação com o mar (seta vermelha).



Fonte: IBC GERCA 1970. <https://geobases.es.gov.br/imagens-es-ibc-gerca-1970>.

Pereira; Sérgio e Mendonça (2006) diagnosticaram um processo de eutrofização na lagoa Mãe-Bá, pois encontraram altas densidades de fitoplânctons constituídas principalmente por cianobactérias, além de alguns parâmetros que colaboraram para o estado trófico da lagoa, como, supersaturação do oxigênio dissolvido, altos valores de pH e fósforo total e elevadas diferenças entre os parâmetros cor aparente e real, demanda química de oxigênio não filtrada (DQO bruta) e filtrada.

Tais fatores evidenciaram a presença de vários táxons e a elevada densidade de cianobactérias nas comunidades fitoplanctônica e perifítica da lagoa Mãe-Bá (FERNANDES et al., 2009).

A alta concentração de nutrientes, associada com alta turbulência, favorece o crescimento da comunidade de fitoplânctons (NOGUEIRA, 2000). Estes fatores podem ter contribuído para o atual estado trófico na lagoa Mãe-Bá, que por ser uma lagoa costeira, sofre uma intensa influência do vento nordeste existente na região, juntamente com a influência do despejo de efluentes domésticos oriundos da comunidade Mãe-Bá, que possui captação e tratamento do esgoto, porém é liberado na lagoa em estado bruto, e que pode ter sido um dos fatores que ocasionou uma mortandade de peixes no período noturno em uma estação de piscicultura de tilápias criadas em tanques redes (Figura 7).

Na lagoa Mãe-Bá os fitoplânctons são afetados pelos ciclos climatológicos como a precipitação e temperatura do ar, mesmo que as concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrato sejam baixas (SOUZA; FERNANDES, 2009).

Figura 7- Mortalidade de peixes criados em tanques redes na lagoa Mãe-Bá.



Fonte: o autor.

Em algumas situações as florações anuais dos fitoplânctons são eventos naturais do ecossistema, não causando preocupação ou perigo para a qualidade da água, caracterizando o seu ciclo de vida e as respostas às condições ecológicas e ambientais (ANDERSON; KAORU; WHITE, 2000). No entanto, algumas algas também são responsáveis pela propagação de algumas epidemias. Como em Bangladesh que houve surtos de cólera, e estão associados a eventos de florações anuais na Baía de Bengal (COLWELL, 1996).

Considerando o referencial teórico exposto, o elevado e rápido crescimento da comunidade fitoplânctônica, pode ser originado do excesso de deposição de nutrientes na água. No entanto, outros fatores abióticos estão relacionados ao “Bloom” de fitoplâncton.

Como resultado, a elevada densidade desses organismos pode promover o aumento da densidade de organismos consumidores. Todos esses organismos quando morrem (fitoplâncton e consumidores), se concentram no fundo da lagoa. Com o processamento dessa matéria orgânica (por meio de fungos e bactérias), há o aumento da disponibilidade de nutrientes, dando sequência e aumentando o processo de eutrofização.

3.6.4 Comunidade de Macrófitas Aquáticas

A comunidade de macrófitas aquáticas tem sua dinâmica controlada de forma quase idêntica à comunidade fitoplanctônica. Ambas são comunidades de organismos autotróficos, influenciadas pelo aporte de nutrientes, luminosidade, temperatura e vento, dentre outros fatores abióticos.

Estas plantas sofreram evoluções fisiológicas e anatômicas para habitarem o ambiente aquático, como na cutícula e nos estômatos, que perderam suas funções na maioria das macrófitas aquáticas, sendo que estas características são mais evidentes nas macrófitas submersas, pois estas estruturas são inexistentes ou não funcionais. Ocorreram também modificações metabólicas, pois no ambiente aquático acontecem algumas limitações como o oxigênio no sedimento, radiação e o dióxido de carbono (THOMAZ; ESTEVES, 2011).

De acordo com Thomaz e Esteves (2011), o início do processo de eutrofização artificial favorece uma maior diversidade de macrófitas aquáticas. Segundo estes autores, com o tempo este panorama muda, diminuindo a

diversidade de macrófitas, pois na região litorânea ocorre um aumento de algas filamentosas, que impedem o crescimento de macrófitas submersas com folhas flutuantes. Já as macrófitas emersas podem ter sua densidade reduzida pelo baixo desenvolvimento dos brotos, devido à redução da luminosidade. Este processo foi evidenciado no Norte da Irlanda por (HEEGAARD et al., 2001) em que o aumento na concentração de nutrientes promoveu inicialmente a diversidade biológica. No entanto, com o tempo houve a diminuição da biodiversidade, o desaparecimento de algumas espécies de plantas e o surgimento de outras. Assim, o acelerado processo de eutrofização neste lago permitiu, principalmente, o desenvolvimento de algumas espécies emergentes ou anfíbias, que dominam o meio ambiente.

As macrófitas aquáticas nos lagos são bons indicadores das características ambientais, pois estas espécies emergentes ou anfíbias estão relacionadas a altas concentrações de nutrientes e baixa luminosidade. Lagos com características oligotróficas não fornecem um ambiente favorável para o crescimento de macrófitas flutuantes (PEREIRA, S. A.; TRINDADE, 2012). Em reservatórios oligotróficos, com a maior penetração da luz solar, há o favorecimento de ocorrência de espécies submersas (MARTINS et al., 2008).

Xing et al. (2013) sugerem que o reforço da transparência da água, seja um método necessário para restaurar macrófitas submersas em lagos turvos e eutrofizados. Fato que, atualmente, a restauração das macrófitas aquáticas é muito importante por causa da diminuição da biodiversidade. Como algumas espécies de macrófitas do noroeste da Alemanha que eram relativamente encontradas em 1950, hoje, em muitos casos, são altamente ameaçadas e se encontram na lista vermelha da International Union for Conservation of Nature's (IUCN). As causas mais prováveis para a diminuição da diversidade, foi o aporte de nutrientes de terras agrícolas e seu manejo intensivo, que culminou no desaparecimento de espécies oligotróficas e mesotróficas, favorecendo as espécies menos tolerantes a estes estresses (STEFFEN et al., 2013).

Outro exemplo pertinente é o aguapé (*Eichhornia crassipes*), uma espécie tropical pertencente à família Pontederiaceae. Ela tem uma alta capacidade de crescer em água fortemente poluída (NESTERENKO-MALKOVSKAYA et al., 2012). Esta espécie tem sido utilizada frequentemente como agente de fitorremediação para a remoção de poluentes (CHEN et al., 2012).

O crescimento da comunidade de macrófitas aquáticas na lagoa Mãe-Bá, está relacionado tanto ao aumento da concentração de nutrientes de origem alóctone, quanto ao aumento indireto promovido pelo crescimento e morte das comunidades de organismos autotróficos e heterotróficos da lagoa (devido inicialmente à presença dos nutrientes na água).

Assim, os nutrientes dissolvidos na água e os nutrientes depositados nos sedimentos, promovem o crescimento das diferentes macrófitas, que foi agravado com o fechamento da lagoa, evitando que este aporte de nutrientes fosse descarregado no mar, assim como, o seu fechamento interrompeu a entrada de água do mar neste ambiente lacustre, diminuindo a salinidade e contribuindo para o aparecimento de macrófitas aquáticas, como a taboa (*Typha domingensis*). Por meio de fotos aéreas datadas da década de 1970 (Figura 6), e de relato de moradores antigos, é nítida sua ausência neste período. Ao contrário do que se percebe nos tempos atuais, esta macrófita se encontra distribuída em todo território da lagoa de Mãe-Bá.

3.6.5 Comunidade de consumidores

Há diversos organismos consumidores (heterotróficos) na lagoa Mãe-Bá, como os zooplânctons, moluscos, crustáceos, peixes, dentre outros. Estes, tem seu crescimento condicionado à presença dos organismos autotróficos, que são a base da cadeia alimentar. Assim, o aumento da concentração de nutrientes pode desencadear uma perda da estabilidade ecossistêmica, alterando a quantidade de organismos autotróficos e afetando assim a quantidade e diversidade de espécies de consumidores.

O declínio das populações de peixes tem sido frequentemente atribuído ao impacto humano local, oriundos da eutrofização e poluição (ALLAN et al., 2005). Estudos mostram que mudanças graduais de longo prazo na comunidade de peixes no lago Peipsi, estão intimamente ligados aos processos de alterações climáticas e eutrofização (KANGUR et al., 2013). Os zooplânctons também mostram fortes respostas às variações sazonais de seus ambientes. Essas alterações podem, no entanto, ser influenciadas por modificações de longo prazo, tais como a eutrofização (PINTO-COELHO, 1998).

Trabalhos realizados em um pântano no Mediterrâneo mostraram que a população de rotíferos apareceu ser impulsionada por fatores como temperatura, pH, fósforo e clorofila-a (KAGALOU; KOSIORI; LEONARDOS, 2010). O aumento da eutrofização pode aumentar a abundância de rotíferos, que são capazes de prosperar em ambientes eutróficos (ANGELER et al., 2002).

O desequilíbrio pode acarretar distúrbios de ordem ambiental, dentre os quais, alterações na qualidade da água, redução dos níveis de oxigênio dissolvido, aumento de substâncias tóxicas como o gás carbônico, amônia e nitrito. Isso pode causar estresse para a ictiofauna, podendo levar a inúmeras doenças de caráter fisiológico e ou patogênico (KUBITZA; KUBITZA, 1999). Todos estes agentes causadores da modificação da qualidade da água são estressores a ictiofauna, conseqüentemente podem causar muitos danos a estes organismos entre eles danos genéticos que serão descritos posteriormente.

3.7 Legislação ambiental

Um dos principais pontos para se determinar a qualidade ambiental de um ecossistema, é se o mesmo está dentro das especificações mínimas estipuladas em leis, ou em especificações de normas internacionais, quando a primeira opção não existir, ou for muito branda. Para isso é necessário entender o histórico da construção das questões ambientais no Brasil, que começaram a ser construídas recentemente com o surgimento da Política Nacional do Meio Ambiente, que tem como o objetivo a preservação ambiental, fazendo surgir o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), que é dividido em 6 órgãos, que vai desde o nível Federal ao Municipal. Entre os diversos órgãos está o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que é um órgão consultivo e deliberativo, tendo como finalidade propor diretrizes políticas e governamentais para o meio ambiente, estando abaixo hierarquicamente apenas da Presidência da República (BRASIL, 1981).

Em 1986, o CONAMA por meio da Resolução 01/1986 (BRASIL, 1986), dispõe sobre os critérios básicos e as diretrizes para as avaliações de impacto ambiental. Nesta Resolução são determinadas as principais diretrizes para a implementação de atividades causadoras de impacto ambiental, que por sua vez caracteriza no Art. 1 o impacto ambiental como:

“qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população;

II - as atividades sociais e econômicas;

III - a biota;

IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;

V - a qualidade dos recursos ambientais.” (BRASIL, 1986, Art. 1º)

E em 1998, criou-se a lei conhecida como “Lei de Crimes Ambientais”, Lei nº 9.605/1998, que dispõe as sanções penais e administrativas de ações que são lesivas ao meio ambiente. Na Seção II desta Lei são ressaltadas as questões sobre poluição e outros crimes ambientais, sendo que no primeiro artigo desta seção, o Art. 54, deixa claro que é crime “Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que, resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da flora.” (BRASIL, 1998)

Por conseguinte, no ano de 2000, o CONAMA publicou a Resolução nº 274/2000, que teve como ponto principal definir os critérios de balneabilidade das águas no território brasileiro que, por fim, foi revogada com a criação da Resolução nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

Esta, por sinal, foi criada para classificar e determinar as diretrizes ambientais em corpos de águas superficiais, e padrões para o lançamento de efluentes, sendo que houve mudanças radicais e benéficas para o meio ambiente, se comparadas com a Resolução nº 274/2000.

Uma das principais mudanças foi a complementação e formação de padrões dos parâmetros físico-químicos para cada classe de água (doces, salobras e salinas), que na resolução antiga, tinha os mesmos padrões para todas as classes de condições e padrões de lançamento de efluentes.

A partir da Resolução nº 357/2005, houve outras que contribuíram para o aperfeiçoamento desta resolução, como a:

Resolução nº 370/2006 que alterou o Art. 44 da Resolução nº 357/2005 (BRASIL, 2006). Resolução nº 397/2008 que alterou o Art. 34 da Resolução nº 357/2005 (BRASIL, 2008). Resolução nº 410/2009 que alterou o Art. 44 da

Resolução nº 357/2005 e o Art. 3 da Resolução nº 397/2008 (BRASIL, 2009). Resolução nº 430/2011 que complementou e alterou a Resolução nº 357/2005 (BRASIL, 2011).

As alterações no Art. 44 da Resolução nº 357/2005, se referem apenas a prorrogação de prazos para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes. E as alterações do Art. 34 da Resolução nº 357/2005 se referem ao inciso II do § 4º e a Tabela X do § 5º.

Dentre as diversas complementações e alterações da Resolução nº 430/2011, destacam-se as complementações do Art. 2. Como a conceituação da Concentração Letal Mediana (CL₅₀) e o termo Fator de Toxicidade, pois são temas muito empregados nos dias de hoje, quando estamos trabalhando na área de ecotoxicologia, sendo assim, considero um pequeno avanço na área ambiental (BRASIL, 2011).

3.8 ELEMENTOS-TRAÇO E GENOTOXICIDADE

O impacto ambiental no ambiente aquático pode ser caracterizado por meio de alterações na qualidade da água que são classificadas basicamente por dois tipos de parâmetros, o físico e o químico, assim como, as características sedimentares. Estes parâmetros quando modificados ou perturbados, podem causar um impacto ambiental muitas vezes irreversível.

Entre os ecossistemas mais afetados podemos citar o aquático, pois ele é o receptor de todos os danos causados a outros ecossistemas. Fato é que, desde os primórdios da civilização procurou-se viver perto dos recursos hídricos, sendo assim, tudo que se produz acaba sendo carregado para estes recursos, como os efluentes originários dos centros urbanos, industriais e agrícola, nos quais produtos químicos, herbicidas, antibióticos, hormônios, dejetos sólidos, assoreamento são carregados diariamente para os recursos hídricos. Podendo causar alterações em suas características tanto a água, como conseqüentemente o sedimento e a ictiofauna local e por último a população ao seu entorno, por meio do consumo de peixes e de água não tratada.

Mesmo diante da regulamentação do destino de efluentes, ou de padrões de qualidade da água, o cumprimento da legislação brasileira não assegura a qualidade ambiental, pois a liberação de xenobióticos lícitos podem causar

contaminação ambiental, visto que, algumas destas substâncias quando em contato com o meio ambiente, podem se transformar em misturas complexas de contaminantes, sendo muitas vezes influenciados pelas características locais (OHE; WATANABE; WAKABAYASHI, 2004), como por exemplo, alguns parâmetros químicos da água, dentre eles podemos citar o Carbono Orgânico Dissolvido (COD), alcalinidade, dureza, pH, cátions.

As características químicas destas substâncias também são importantes, como por exemplo os metais pesados, que não apresentam toxicidade quando se comportam como elementos livres, porém na forma catiônica, ou ligadas a cadeias curtas de carbono ou a cátions de enxofre (S), são prejudiciais a biota aquática e podem entrar na cadeia trófica por meio da bioacumulação e pela biomagnificação.

Os xenobióticos são consideradas substâncias químicas que são estranhas ao organismo, podendo ser de origem natural ou artificial. Diante disso, estima-se que cerca de cem mil substâncias químicas estão em uso diário, e muitos destes compostos desconhecidos e não regulamentados podem apresentar propriedades genotóxicas (OHE; WATANABE; WAKABAYASHI, 2004), ou quando juntas também se transformam em compostos genotóxicos ou mutagênicos, causando diferentes efeitos sobre os seres humanos e a biota (DEARFIELD et al., 2002).

Além do grande número destas substâncias no ambiente, outro fator que deve ser levado em consideração é que muitas delas são encontradas em concentrações inferiores às necessárias para provocar efeitos agudos. E mesmo em baixas concentrações, tais substâncias podem afetar um organismo, fazendo com que ele perca sua capacidade de atuar no contexto ecológico (SCOTT; SLOMAN, 2004).

Testes de genotoxicidade são empregados para se avaliar danos ambientais, para isso utilizamos biomarcadores genotóxicos. Tais testes podem ser utilizados previamente ao dano ambiental, diagnosticando os efeitos biológicos a longo prazo, permitindo ações e decisões profiláticas antes que os danos ambientais se tornem irreversíveis (CAJARAVILLE et al., 2000).

Os biomarcadores de modo geral podem ser medidos à nível molecular, celular, ou mesmo no organismo, sendo específicos para cada poluente (CARVALHO-NETA; TORRES; ABREU-SILVA, 2012; CARVALHO NETA; ABREU-SILVA, 2013). Em peixes, parâmetros hematológicos e genotóxicos são utilizados

como biomarcadores, permitindo avaliar a saúde dos organismos e da qualidade dos ecossistemas aquáticos, demonstrando os efeitos dos poluentes e identificando alterações biológicas causadas pelos xenobióticos (DE JESUS; DE CARVALHO, 2008).

Portanto, os biomarcadores são ferramentas que podem ser utilizadas após a exposição a fontes alimentares, ambientais ou ocupacionais, para elucidar a causa, o efeito e a dose relacionada ao diagnóstico clínico (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003), avaliando os riscos de contaminação e classificando a qualidade ambiental dos ecossistemas. Para que isso ocorra deve haver um conjunto de ações, como:

- O monitoramento químico, avaliando e medindo a exposição de contaminantes na parte abiótica do ambiente;
- O monitoramento da bioacumulação, mensurando os níveis de contaminantes na biota, ou determinar a dose crítica;
- Monitoramento o feito biológico, determinando as alterações adversas iniciais que são parciais ou totalmente reversíveis (biomarcadores);
- Monitoramento o efeito, examinando a ocorrência de doenças irreversíveis ou danos nos tecidos dos organismos;
- Monitoração do ecossistema, avaliando a integridade de um ecossistema, como a composição de espécies, densidade e diversidade, por meio de inventários

No consenso atual, em épocas de grande escala em que a entrada de substâncias tóxicas no meio ambiente é alarmante, estudos futuros de biomarcadores devem se concentrar em estabelecer as relações com efeitos ecologicamente significativos, alcançando os níveis de reprodução, população e da comunidade (ADAMS et al., 2001).

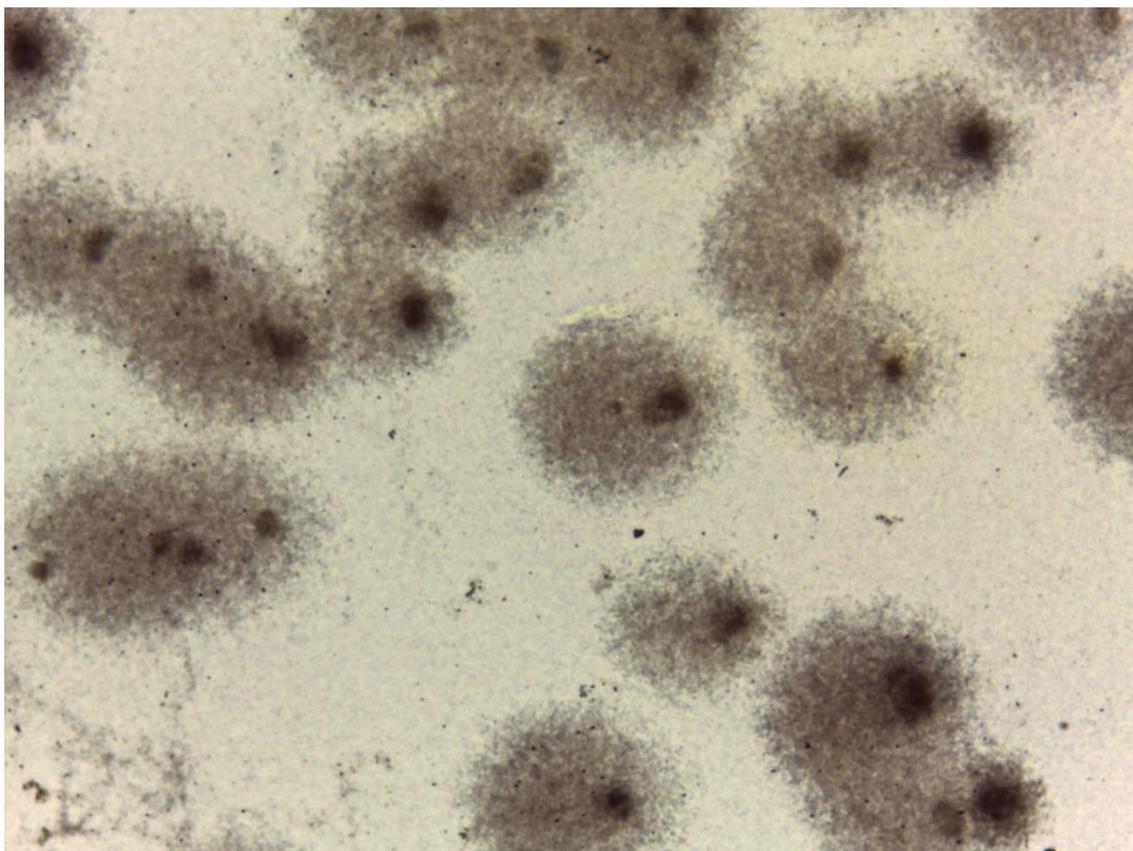
Entre estes biomarcadores podemos citar o ensaio cometa e o teste do micronúcleo (MN). Sendo que o ensaio cometa se baseia na observação dos fragmentos de DNA, que se deslocam o centro nuclear, com uma velocidade superior ao do DNA intacto, após serem submetidos a uma indução de eletroforese, fazendo com que o núcleo fique com o formato da cauda de um cometa (TICE et al., 2000b), sendo que tal exame não detecta mutações genômicas e sim lesões que são passíveis de correção (FATIMA et al., 2014), ou seja, quando não ocorrer a correção do DNA, reações biológicas serão afetadas, primeiramente a nível celular e a posteriori afetará o animal como um todo, como

desenvolvimento anormal com a diminuição do crescimento, redução da sobrevivência de embriões, larvas ou adultos (LEE; STEINERT, 2003). Pois o DNA está inteiramente ligado a síntese de proteínas que são responsáveis por diversos processos, como, produção de enzimas, proteínas estruturais e proteínas transportadoras.

Para o ensaio cometa, qualquer célula eucariótica primária pode ser utilizada (TICE et al., 2000a). As células sanguíneas são comumente empregadas para este teste, pois já se encontram individualizadas, sendo que os eritrócitos de peixes são comumente utilizados para este tipo de teste. Para sua realização, o sangue pode ser retirado do animal por meio da punção do vaso sanguíneo na região caudal, ou em casos que o indivíduo é pequeno e o mesmo será eutanasiado, podemos utilizar após o uso de anestésicos o método de punção branquial ou intracardíaca.

Após a retirada do sangue, este é diluído em gel de agarose para que as células fiquem espaçadas na lâmina, que serão posteriormente colocadas em solução alcalina para a lize das células. Após isso, a amostra é submetida a eletroforese, para o descolamento dos fragmentos de DNA e neutralizadas para serem coradas. O ensaio cometa é capaz de detectar vários tipos de danos de DNA (alterações cromossômicas estruturais) com alta sensibilidade (TICE et al., 2000a) (Figura 8).

Figura 8 – Imagem do ensaio cometa (Microscopia óptica 100x)

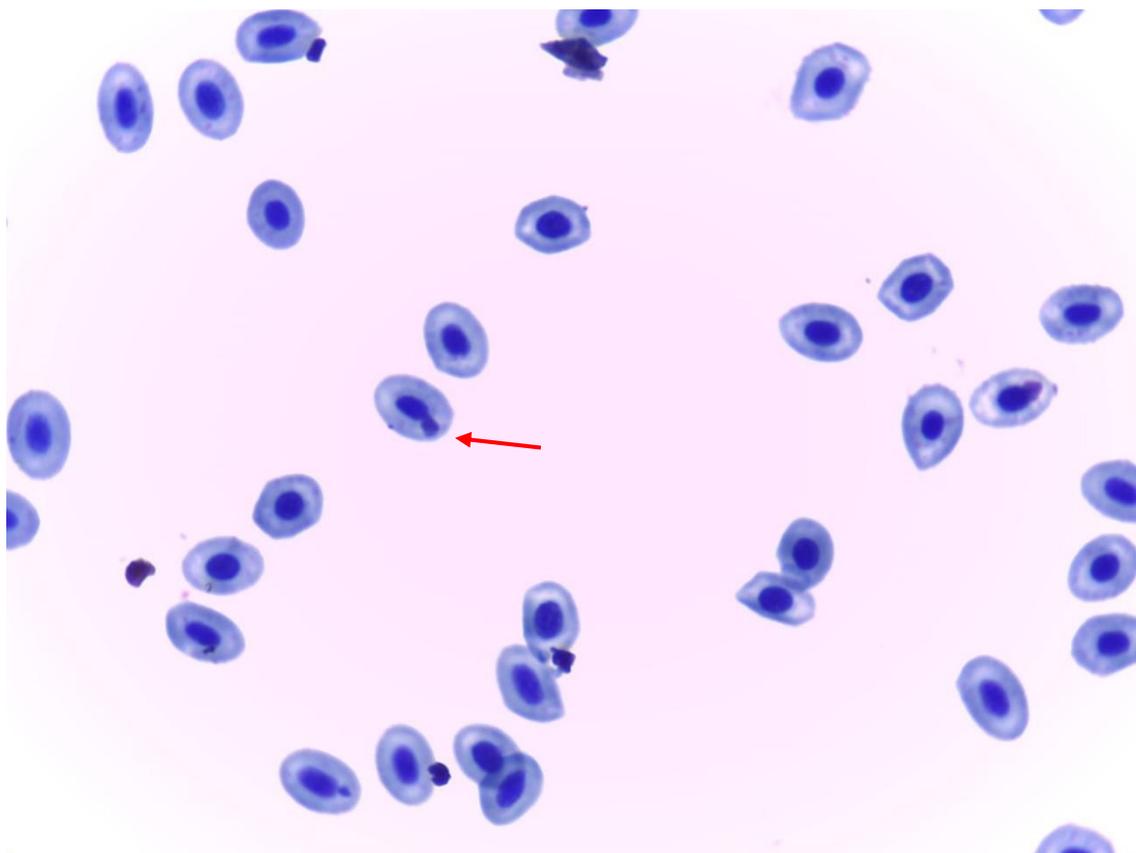


Fonte: o autor.

Outro biomarcador para se aferir dano genotóxico é o teste do micronúcleo (MN), que consiste em uma massa de cromatina originada de fragmentos cromossômicos ou de cromossomos inteiros que se perderam durante a divisão celular (FENECH, 2007). Fenech et al. (2003) classificaram o (MN) como morfológicamente idênticos, porém menores que o núcleo principal, apresentando as seguintes características:

1. O diâmetro o MN dos linfócitos humanos variam entre 1/16 e 1/3 do diâmetro do núcleo principal.
 2. São redondos ou ovais.
 3. Não apresenta refringência.
 4. Não estão ligados ao núcleo principal.
 5. Pode tocar, mas não se sobrepõe ao núcleo principal e o limite micronuclear deve ser distinguível do limite nuclear.
 6. Possuem a mesma tonalidade de cor do núcleo principal.
- (Figura 9)

Figura 9 – Imagem do ensaio cometa (Microscopia óptica 100x)



Fonte: o autor.

A ocorrência do micronúcleo não é apenas um sinal de dano genético, mas também é um indicativo de carcinogênese (BONASSI et al., 2007), pois os tumores são originários de mutações, que por sua vez são alterações estruturais do DNA, decorrentes de um erro em sua replicação ou deformidades em seus mecanismos de reparo, que são causados por vários fatores como, radiações, produtos químicos entre outros, aumentando assim a incidência de mutações (MOORE, 1984). Estas alterações das bases, e formação da quebra da fita de DNA, inicialmente provocada pelas trocas das estruturas da molécula de DNA, são provocadas pela interação de compostos genotóxicos como os metais pesados e podem levar a lesões celulares e levar a formações de tumores (FLAMMARION et al., 2002).

Dentre outros efeitos das substâncias tóxicas nos organismos aquáticos, podemos citar defeitos de hereditariedade oriundos de mutações e efeitos teratogênicos nas células germinativas, assim como, declínio populacional (MITCHELMORE; CHIPMAN, 1998), pois influenciam diretamente na reprodução e

crescimento dos organismos aquáticos (LEE; STEINERT, 2003). Estes efeitos dos poluentes na integridade do DNA têm sido encontrados em animais aquáticos, particularmente em peixes (VARANASI et al., 1989).

Muitas espécies de peixes comumente encontradas na lagoa Mãe-Bá são largamente utilizadas no estudo da toxicologia aquática, como por exemplo *G. brasiliensis*, *H. malabaricus*, *Astyanax spp* e o *Oreochromis niloticus*. Benincá et al. (2012) considerou a espécie *G. brasiliensis* sensível a contaminantes em lagos estuarinos em Santa Catarina, utilizando como biomarcador o ensaio do cometa em eritrócitos, detectando a presença de substâncias com potencial genotóxico aguda nos locais estudados. Salvagni; Ternus e Fuentefria (2011) ao avaliarem o uso de pesticidas em fazendas localizadas também no Estado de Santa Catarina, determinou por meio de testes de micronúcleos realizados nas espécies *Cyprinus carpio*, *Hypostomus punctatus*, *Rhamdia quelen* e *Oreochromis niloticus*, que o rio Lambedor possui impactos genotóxicos.

O gênero *Astyanax spp*, é o de maior frequência das espécies e com os maiores índices de dominância na lagoa de Mãe-Bá, que são importantes organismos para o monitoramento de impacto (bioindicadores), especialmente a poluição na região neotropical (FREIRE et al., 2015).

Erbe et al. (2011), avaliando danos ambientais em peixes do gênero *Astyanax*, diagnosticaram por meio do teste cometa danos mutagênicos nos peixes que foram expostos a uma coleção hídrica, coletada próxima a um aterro de resíduos hospitalares. No entanto, não houve o conhecimento do agente causador da toxicidade, mas foi observado que havia danos celulares como anormalidades morfométricas nucleares, causando a perda cromossômica, servindo como alerta para avaliação de impactos ambientais. Klemz e Silva de Assis (2005) ressaltam que os biomarcadores são respostas biológicas a ambientes poluídos.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, S. M. et al. The use of biomarkers in ecological risk assessment: recommendations from the Christchurch conference on Biomarkers in Ecotoxicology. **Biomarkers**, v. 6, n. 1, p. 1–6, 2001.
- ALEXANDRIDIS, T. K. et al. Remote sensing and GIS techniques for selecting a sustainable scenario for Lake Koronia, Greece. **Environmental Management**, v. 39, n. 2, p. 278–290, 2007.
- ALLAN, J. D. et al. Overfishing of Inland Waters. **BioScience**, v. 55, n. 12, p. 1041, 2005.
- ANDERSON, D. M.; KAORU, Y.; WHITE, A. W. Estimated annual economic impacts from harmful algal blooms (HABs) in the United States. **Sea Grant Woods Hole**, n. September, 2000.
- ANGELER, D. G. et al. Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. **Aquatic Sciences**, v. 64, n. 1, p. 76–86, 2002.
- BARROSO, G. F.; GONÇALVES, M. A.; GARCIA, F. C. da. The morphometry of Lake Palmas, a deep natural lake in Brazil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 11, p. 1–13, 2014.
- BENINCÁ, C. et al. Chronic genetic damages in *Geophagus brasiliensis* exposed to anthropic impact in Estuarine Lakes at Santa Catarina Coast-Southern of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 4, p. 2045–2056, 2012.
- BICUDO, D. D. C. et al. Undesirable side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 6, p. 1120–1133, 2007.
- BOEHRER, B.; SCHULTZE, M. Stratification of lakes. **Reviews of Geophysics**, v. 46, n. 2, p. 1–27, 2008.
- BONASSI, S. et al. An increased micronucleus frequency in peripheral blood lymphocytes predicts the risk of cancer in humans. **Carcinogenesis**, v. 28, n. 3, p. 625–631, 2007.
- BRASIL – LEI n° 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 27, 1981.
- BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 636-639, 1986.
- BRASIL – LEI n° 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 16, 1988.
- BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 256-258, 2000.

BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 344, de 25 de março de 2004. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 9, 2004.

BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 27, 2005.

BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 370, de 6 de abril de 2006. Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 283, 2006.

BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008. Altera o inciso II do § 4º e a Tabela X do § 5º, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA nº 357, de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 5-7, 2008.

BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 410, de 4 de maio de 2009. Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e no art. 3º da Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 1-20, 2009.

BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 8, 2011.

BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional, 2012.

CABALLERO, I.; STUMPF, R.; MEREDITH, A. Preliminary Assessment of Turbidity and Chlorophyll Impact on Bathymetry Derived from Sentinel-2A and Sentinel-3A Satellites in South Florida. **Remote Sensing**, v. 11, n. 6, p. 1–20, 2019.

CAJARAVILLE, M. P. et al. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: A practical approach. **Science of the Total Environment**, v. 247, n. 2–3, p. 295–311, 2000.

CAO, Y. et al. Regime shifts in shallow lake ecosystems along an urban-rural gradient in central China. **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 139309, 2020.

- CARDOSO, L. de S.; MARQUES, D. da M. Hydrodynamics-driven plankton community in a shallow lake. **Aquatic Ecology**, v. 43, n. 1, p. 73–84, 2009.
- CARVALHO-NETA, R. N. F.; TORRES, A. R.; ABREU-SILVA, A. L. Biomarkers in catfish *Sciades herzbergii* (teleostei: ariidae) from polluted and non-polluted areas (São Marcos' Bay, Northeastern Brazil). **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 166, n. 5, p. 1314–1327, 2012.
- CARVALHO NETA, R. N. F.; ABREU-SILVA, A. L. Glutathione S-Transferase as biomarker in *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae) for environmental monitoring: the case study of São Marcos Bay, Maranhão, Brazil. **Lat. Am. J. Aquat**, v. 41, n. 2, p. 217–225, 2013.
- CHEN, H. G. et al. Effects of engineered use of water hyacinths (*Eicchornia crassipes*) on the zooplankton community in Lake Taihu, China. **Ecological Engineering**, v. 38, n. 1, p. 125–129, 2012.
- CHEN, N. et al. A risk assessment method for remote sensing of cyanobacterial blooms in inland waters. **Science of the Total Environment**, v. 740, p. 140012, 2020.
- CHEN, Q.; HUANG, M.; TANG, X. Eutrophication assessment of seasonal urban lakes in China Yangtze River Basin using Landsat 8-derived Forel-Ule index: A six-year (2013–2018) observation. **Science of the Total Environment**, v. 135392, n. xxxx, p. 1–13, 2019.
- CLARKE, J. H. Dynamic Motion Residuals : Ironing out the Creases. **International Hydrographic Review**, n. March 2003, p. 1–30, 2003.
- COLWELL, R. R. Global climate and infectious disease: the cholera paradigm. **Science (New York, N.Y.)**, v. 274, n. 5295, p. 2025–2031, 1996.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE- CONAMA. Resolução N° 430, De 13 De Maio De 2011. p. 8, 2011.
- CROSS, B. K.; MOORE, B. C. Lake and reservoir volume: Hydroacoustic survey resolution and accuracy. **Lake and Reservoir Management**, v. 30, n. 4, p. 405–411, 2014.
- DE JESUS, T. B.; DE CARVALHO, C. E. V. UTILIZAÇÃO DE BIOMARCADORES EM PEIXES COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÃO DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR MERCÚRIO (Hg). **Oecologia Australis**, v. 12, n. 04, p. 680–693, 2008.
- DEARFIELD, K. L. et al. Genotoxicity risk assessment: a proposed classification strategy. **Mutation research**, v. 521, n. 1–2, p. 121–135, 2002.
- ESTEVEES, F. de A.; AMADO, A. M. Nitrogênio. Pp. 239-258. In: Esteves, F. de A. (eds.). *Fundamentos de Limnologia*, Rio de Janeiro: Interciência, 790 p., 2011.
- ESTEVEES, F. de A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. Eutrofização Artificial. Pp. 625-655. In: Esteves, F. de A. (eds.). *Fundamentos de Limnologia*, Rio de Janeiro: Interciência, 790 p., 2011.
- ESTEVEES, F. de A.; PANOSSO, R. Fósforo. Pp. 259-261. In: Esteves, F. de A. (eds.). *Fundamentos de Limnologia*, Rio de Janeiro: Interciência, 790 p., 2011.

ERBE, M. C. L. et al. Toxicity evaluation of water samples collected near a hospital waste landfill through bioassays of genotoxicity piscine micronucleus test and comet assay in fish *astyanax* and ecotoxicity *vibrio fischeri* and *daphnia magna*.

Ecotoxicology, v. 20, n. 2, p. 320–328, 2011.

FATIMA, M. et al. Assessment of genotoxic induction and deterioration of fish quality in commercial species due to heavy-metal exposure in an urban reservoir.

Archives of Environmental Contamination and Toxicology, v. 67, n. 2, p. 203–213, 2014.

FENECH, M et al. HUMN project: Detailed description of the scoring criteria for the cytokinesis-block micronucleus assay using isolated human lymphocyte cultures.

Mutation research, v. 534, n. 1–2, p. 65–75, 10 jan. 2003.

FENECH, Michael. Cytokinesis-block micronucleus cytome assay. **Nature**

Protocols, v. 2, n. 5, p. 1084–1104, maio 2007.

FERNANDES, V. D. O. et al. Lagoa Mãe-Bá (Guarapari-Anchieta, Es): Um

ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? **Oecologia Australis**, v. 13, n. 2, p. 366–381, 2009.

FINDLAY, D. L. et al. A paleolimnological study of eutrophied Lake Arendsee

(Germany). **Journal of Paleolimnology**, Pb 210, v. 19, n. 1, p. 41–54, 1998.

FLAMMARION, P. et al. Multibiomarker responses in fish from the Moselle River

(France). **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 51, n. 2, p. 145–153, 2002.

FREIRE, C. a. et al. A multibiomarker evaluation of urban, industrial, and agricultural exposure of small characins in a large freshwater basin in southern

Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 17, p. 13263–13277, 2015.

FRIESE, K. et al. Anthropogenic influence on the degradation of an urban lake -

The Pampulha reservoir in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. **Limnologica**, v. 40, n. 2, p. 114–125, 2010.

FURNANS, J.; AUSTIN, B. Hydrographic survey methods for determining reservoir

volume. **Environmental Modelling and Software**, v. 23, n. 2, p. 139–146, 2008.

GETIRANA, A.; JUNG, H. C.; TSENG, K. H. Deriving three dimensional reservoir

bathymetry from multi-satellite datasets. **Remote Sensing of Environment**, v. 217, n. May, p. 366–374, 2018.

GIRARD, J. E. Princípios da Química Ambiental. Rio de Janeiro: LTC, 415 p, 2013.

HARO, S. et al. Microphytobenthos spatio-temporal dynamics across an intertidal

gradient using Random Forest classification and Sentinel-2 imagery. **Science of The Total Environment**, v. 804, p. 149983, 2021.

HEEGAARD, E. et al. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes

in Northern Ireland. **Aquatic Botany**, v. 70, n. 3, p. 175–223, 2001.

HENNEMANN, M. C.; PETRUCIO, M. M. Seasonal phytoplankton response to increased temperature and phosphorus inputs in a freshwater coastal lagoon,

Southern Brazil: a microcosm bioassay. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 3, p. 295–305, 2010.

- HUANG, C. et al. Satellite data regarding the eutrophication response to human activities in the plateau lake Dianchi in China from 1974 to 2009. **Science of the Total Environment**, v. 485–486, n. 1, p. 1–11, 2014.
- HUOVINEN, P. S.; BRETT, M. T.; GOLDMAN, C. R. Temporal and vertical dynamics of phytoplankton net growth in Castle Lake, California. **Journal of Plankton Research**, v. 21, n. 2, p. 373–385, 1999.
- IHO. **International Hydrographic Organization Standards for Hydrographic Surveys**. 5. ed. Monaco: International Hydrographic Bureau, 2008. v. 44.
- IHO. **International Hydrographic Organization Standards for Hydrographic Surveys**. 6. ed. Monaco: [s.n.], 2020.
- ISHII, S.; SADOWSKY, M. J. Escherichia coli in the Environment: Implications for Water Quality and Human Health. **Microbes and environments / JSME**, v. 23, n. 2, p. 101–108, 2008.
- KAGALOU, I. I.; KOSIORI, A.; LEONARDOS, I. D. Assessing the zooplankton community and environmental factors in a Mediterranean wetland. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 170, n. 1–4, p. 445–455, 2010.
- KANGUR, K. et al. Long-term effects of extreme weather events and eutrophication on the fish community of shallow lake Peipsi (Estonia/Russia). **Journal of Limnology**, v. 72, n. 2, p. 376–387, 2013.
- KLEMZ, C.; SILVA DE ASSIS, H. C. Effects of Endosulfan on Acetylcholinesterase Activity of “ Cascudo ” (Ancistrus multispinnis , Fish , Teleostei). **Revista Acadêmica**, v. 3, p. 51–58, 2005.
- KUBITZA, F.; KUBITZA, L. M. M. Principais parasitoses e doenças dos peixes cultivados. Jundiaí, 96 p., 1999
- ŁAWNICZAK, A. E.; CHOIŃSKI, A.; KURZYCA, I. Dynamics of lake morphometry and bathymetry in various hydrological conditions. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 20, n. 4, p. 931–940, 2011.
- LEE, R. F.; STEINERT, S. Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine and freshwater) animals. **Mutation Research**, v. 544, n. 1, p. 43–64, 2003.
- LEON, A. Z. et al. Assessing the repeatability of automated seafloor classification algorithms, with application in marine protected area monitoring. **Remote Sensing**, v. 12, n. 10, 2020.
- LI, J.; HEAP, A. D. **A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists**. Geoscience ed. Canberra, Australia: [s.n.], 2008.
- MAINA, C. et al. Bathymetric survey of Lake Naivasha and its satellite Lake Oloiden in Kenya; using acoustic profiling system. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 23, n. 4, p. 324–332, 2018.
- MARTINS, D. et al. Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. **Planta Daninha**, v. 26, n. 1, p. 17–32, 2008.

MATEO-PÉREZ, V. et al. Analysis of the spatio-temporal evolution of dredging from satellite images: A case study in the principality of asturias (spain). **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 9, n. 3, p. 1–18, 2021a.

MATEO-PÉREZ, V. et al. Determination of water depth in ports using satellite data based on machine learning algorithms. **Energies**, v. 14, n. 9, 2021b.

MAZZINI, P. L. F.; SCHETTINI, C. A. F. Avaliação de metodologias de interpolação espacial aplicadas a dados hidrográficos costeiros quase-sinóticos. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 13, n. 1, p. 53, 2009.

MENG, Q.; LIU, Z.; BORDERS, B. E. Assessment of regression kriging for spatial interpolation – comparisons of seven GIS interpolation methods. *Cartography and Geographic Information Science*, v. 40, n. 1, p. 28–39, 2013.

MITCHELMORE, C. L.; CHIPMAN, J. K. DNA strand breakage in aquatic organisms and the potential value of the comet assay in environmental monitoring. **Mutation Research**. [S.l: s.n.], 1998

MOORE, J. A. Science as a way of knowing-Evolutionary biology. **Integrative and Comparative Biology**, v. 24, n. 2, p. 467–534, 1984.

NESTERENKO-MALKOVSKAYA, A. et al. Eichhornia crassipes capability to remove naphthalene from wastewater in the absence of bacteria. **Chemosphere**, v. 87, n. 10, p. 1186–1191, 2012.

NOGUEIRA, M. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 431, p. 115–128, 2000.

OHE, T.; WATANABE, T.; WAKABAYASHI, K. Mutagens in surface waters: A review. **Mutation Research - Reviews in Mutation Research**, v. 567, n. 2- 3 SPEC. ISS., p. 109–149, 2004.

OVAKOGLU, G. et al. Use of MODIS satellite images for detailed lake morphometry: Application to basins with large water level fluctuations. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, A1, v. 51, p. 37–46, 2016.

PEREIRA, A. A.; SÉRGIO, A.; MENDONÇA, F. Qualitative Aspects of Coastal Lagoon Water and Influencing Factors- Case Study: MÃE-BÁ Lagoon, Espírito Santo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, p. 63–77, 2006.

PEREIRA, S. A.; TRINDADE, C. R. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes , Southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 52–63, 2012.

PINTO-COELHO, R. M. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: A 4-year study in Pampulha Lake, Brazil. **Freshwater Biology**, v. 40, n. 1, p. 159–173, 1998.

PURDIE, H. et al. Bathymetric evolution of Tasman Glacier terminal lake, New Zealand, as determined by remote surveying techniques. **Global and Planetary Change**, v. 147, p. 1–11, 2016.

- SAGAWA, T. et al. Satellite derived bathymetry using machine learning and multi-temporal satellite images. **Remote Sensing**, v. 11, n. 10, 2019.
- SALVAGNI, J.; TERNUS, R. Z.; FUENTEFRIA, A. M. Assessment of the genotoxic impact of pesticides on farming communities in the countryside of Santa Catarina state, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v. 34, n. 1, p. 122–126, 2011.
- SÁNCHEZ-ESPAÑA, J. et al. Anthropogenic and climatic factors enhancing hypolimnetic anoxia in a temperate mountain lake. **Journal of Hydrology**, v. 555, p. 832–850, 2017.
- SCHINDLER, D. W. et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11254–11258, 2008.
- SCOTT, G. R.; SLOMAN, K. A. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: Integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. **Aquatic Toxicology**, v. 68, n. 4, p. 369–392, 2004.
- ŠILJEG, A.; LOZIĆ, S.; ŠILJEG, S. A comparison of interpolation methods on the basis of data obtained from a bathymetric survey of Lake Vrana, Croatia. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 8, p. 3653–3666, 2015.
- SÒRIA-PERPINYÀ, X. et al. Remote sensing of cyanobacterial blooms in a hypertrophic lagoon (Albufera of València, Eastern Iberian Peninsula) using multitemporal Sentinel-2 images. **Science of the Total Environment**, v. 698, p. 134305, 2020.
- SOUZA, B. D. Â. de; FERNANDES, V. de O. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica e sua relação com as variáveis ambientais na lagoa Mãe-Bá, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 31, p. 245–253, 2009.
- STEFFEN, K. et al. Diversity loss in the macrophyte vegetation of northwest German streams and rivers between the 1950s and 2010. **Hydrobiologia**, v. 713, n. 1, p. 1–17, 2013.
- TICE, R. R. et al. Single cell gel/comet assay: guidelines for in vitro and in vivo genetic toxicology testing. **Environmental and molecular mutagenesis**, v. 35, n. 3, p. 206–221, jan. 2000a.
- TICE, R. R. et al. Single Cell Gel / Comet Assay : Guidelines for In Vitro and In Vivo Genetic Toxicology Testing. **Environmental and molecular mutagenesis**, v. 221, p. 206–221, 2000b.
- THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. de A. Comunidade Macrófitas Aquáticas. Pp. 376-445. In: Esteves, F. de A. (eds.). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 790 p, 2011.
- TONG, X. et al. Estimating water volume variations in Lake Victoria over the past 22 years using multi-mission altimetry and remotely sensed images. **Remote Sensing of Environment**, v. 187, p. 400–413, 2016.
- USACE – U.S. **Army Corps of Engineers**. Hydrographic Surveying. Engineer Manual n. 1110-2-1003. Department of the Army. Washington, D. C. 2013.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: A review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57–149, 2003.

VARANASI, U. et al. Formation and persistence of benzo[a]pyrene-diolepoxide-DNA adducts in liver of English sole (*Parophrys vetulus*). **Chemico-Biological Interactions**, v. 69, n. 2–3, p. 203–216, 1989.

XING, W. et al. Stoichiometric characteristics and responses of submerged macrophytes to eutrophication in lakes along the middle and lower reaches of the Yangtze River. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 16–21, 2013.

YAN, Y.; XIAO, F.; DU, Y. Construction of lake bathymetry from MODIS satellite data and GIS from 2003 to 2011. Chinese **Journal of Oceanology and Limnology**, v. 32, n. 3, p. 720–731, 2014.

ZILIOLI, E.; BRIVIO, P. A. The satellite derived optical information for the comparative assessment of lacustrine water quality. **Science of the Total Environment**, v. 196, n. 3, p. 229–245, 1997.

CAPÍTULO I

**UTILIZAÇÃO DE TÉCNICAS DE RANDOM FOREST COM IMAGEM LANDSAT 8
PARA ESTIMAÇÃO DE BATIMETRIA DE UM LAGOA LITORÂNEA NO
SUDESTE DO BRASIL**

RESUMO

A compreensão da batimetria de ecossistemas lacustres é essencial para o entendimento de suas características e mudanças que podem ocorrer neste ecossistema. Principalmente quando nos referimos às lagoas rasas, que tem suas características físico-químicas perturbadas pelas características climáticas do local. Este estudo teve como objetivo comparar métodos batimétricos na lagoa de Mãe-Bá utilizando imagens do satélite LandsAT 8, juntamente com modelos de inteligência artificial como o Random Forest. Foi realizado uma batimetria *in situ*, com o auxílio de um par de receptores geodésicos GNSS e um ecobatímetro. Foi gerado um modelo matemático e realizado um estudo batimétrico *ex situ*, utilizando para isso imagens do satélite LandsAT 8. Posteriormente foram extraídas as métricas das bandas do LandsAT 8 e calculado o índice NDWI e posteriormente utilizamos o Random Forest (RF) para calcular o grau de importância das variáveis independentes. Com isso, determinamos que as quatro variáveis de maior importância: NDWI, banda 3; banda 4 e banda 5, respectivamente. E que a estimação da batimetria usando o RF com todas as variáveis de entrada apresentou um valor de r alto para o treinamento ($r = 0,94$) e houve uma pequena redução deste valor para o conjunto de validação ($r = 0,87$). No entanto, ocorreram uma subestimativa em regiões mais profundas, comportamento já esperado devido o revolvimento do sedimento nesta região. Nossos achados nos permitem realizar a batimetria utilizando apenas imagens de satélite de forma satisfatória, para as lagoas com características semelhantes à da lagoa de Mãe-Bá. Não recomendamos esta técnica em ambientes onde o estado trófico da água esteja eutrofizado, visto que os crescimentos de fitoplâncton podem alterar o resultado real da profundidade. Tais dificuldades encontradas nesta técnica não diminui sua importância, visto que as técnicas batimétricas convencionais também podem apresentar características que reduz a sua acurácia. Mas se levarmos em conta que as técnicas batimétricas derivadas de imagens de satélite, apresentam o baixo custo, e ampliam nossa área de estudo, tal técnica é recomendada.

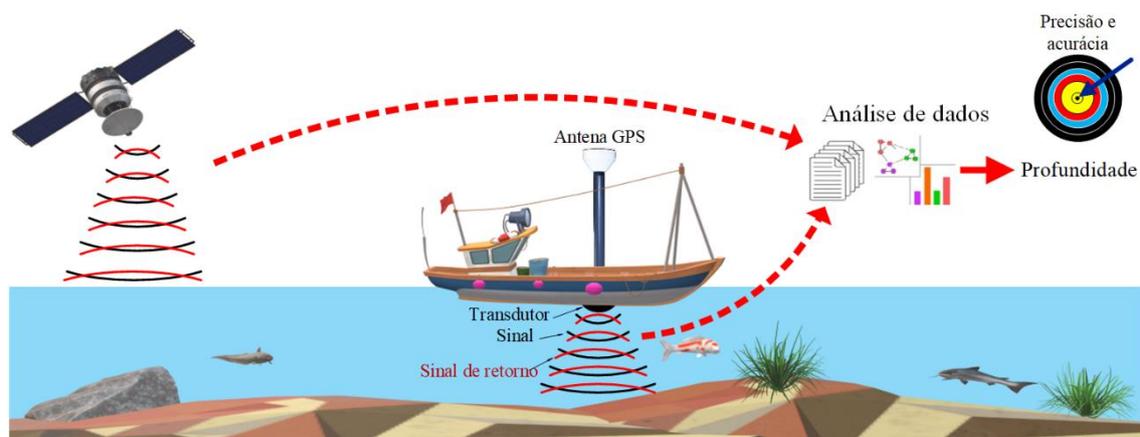
Palavras-chave: Lagoas, morfometria, eutrofização, Google Earth Engine, inteligência artificial.

ABSTRACT

Understanding the bathymetry of lake ecosystems is essential for understanding their characteristics and changes that can occur in this ecosystem. Mainly when we refer to shallow lakes, which have their physicochemical characteristics disturbed by the climatic characteristics of the place. This study aimed to compare bathymetric methods in Mãe-Bá lagoon using LandsAT 8 satellite images, together with artificial intelligence models such as Random Forest. An in situ bathymetry was performed, with the aid of a pair of GNSS geodetic receivers and an echo sounder. A mathematical model was generated and an ex situ bathymetric study was carried out, using images from the LandsAT 8 satellite. Subsequently, the metrics of the LandsAT 8 bands were extracted and the NDWI index was calculated and later we used the Random Forest (RF) to calculate the degree importance of the independent variables. With this, we determined that the four most important variables: NDWI, band 3; band 4 and band 5, respectively. And the bathymetry estimation using the RF with all input variables showed a high r value for training ($r = 0.94$) and there was a small reduction of this value for the validation set ($r = 0.87$). However, there was an underestimation in deeper regions, a behavior already expected due to the upturn of the sediment in this region. Our findings allow us to perform bathymetry using only satellite images in a satisfactory way, for lakes with characteristics similar to the Mãe-Bá lake. We do not recommend this technique in environments where the trophic state of the water is eutrophic, as phytoplankton growth can alter the actual depth result. Such difficulties encountered in this technique do not diminish its importance, since conventional bathymetric techniques can also present characteristics that reduce their accuracy. But if we take into account that the bathymetric techniques derived from satellite images, present the low cost, and expand our study area, such technique is recommended.

Keywords: Lagoons, morphometry, eutrophication, Google Earth Engine, artificial intelligence.

GRAPHICAL ABSTRACT



1 INTRODUÇÃO

O volume de água em lagos, juntamente com o fluxo de entrada e saída da água estão diretamente associados com a diluição e a circulação de nutrientes, ou mesmo poluentes, o que torna os procedimentos batimétricos importantes para a compreensão da morfometria de fundo desses ecossistemas, bem como das mudanças ambientais neles ocorridos (MAISONNEUVE et al., 2019). E essa relevância torna-se maior em lagos extensos de águas rasas, que tem suas características físico-químicas facilmente perturbadas pela constância dos ventos fortes (BENINCÁ et al., 2012) e precipitação pluviométrica (SMITH; ESPÍNDOLA; ROCHA, 2014; VENTUROTI et al., 2015, 2016).

Os estudos batimétricos compreendem o uso de um conjunto de princípios, métodos e convenções para determinar a medida do contorno e da dimensão relativa da superfície submersa dos ambientes aquáticos (FURNANS; AUSTIN, 2008). Eles têm como base técnica as medições das profundidades das superfícies aquáticas associadas às suas posições geográficas, o que pode ser realizado de forma direta, com o esticamento de cabos de aço ou de uma vara de medição da profundidade, seguida pela anotação manual de dados em cadernetas de campo; ou indireta, com aferição da propagação de sinais acústicos. Esses últimos permitem maior agilidade e rapidez nos levantamentos e, dentre eles, destacam-se o sonar de varredura lateral, batimetria derivada de satélite, fotogrametria e eco sondas multifeixe (multi-beam) ou sistemas de varreduras, e eco sondas monofeixe (single-beam), que emitem pulsos acústicos únicos (IHO, 2020).

As eco sondas são consideradas a principal fonte de dados. Elas coletam informações de profundidade em pontos específicos, a fim de auxiliar na geração dos Modelos Digitais de Elevação (MDE), com o auxílio de programas computacionais que utilizam como interpoladores o inverso do quadrado da distância (IDW) e krigagem comum (OK), que são dois métodos de interpolação bem conhecidos e comumente usados para produzir superfícies e estimar a batimetria, sendo que o IDW superou o OK em seu estudo batimétrico (HENRICO, 2021).

A técnica de sensoriamento remoto óptico também é uma ferramenta utilizada para caracterizar a morfometria em lagos, considerando que é uma tecnologia relativamente barata e de qualidade (OVAKOGLU et al., 2016). Este

tipo de batimetria também pode ser chamado de batimetria visível. Para isso diversos satélites são comumente utilizados nos trabalhos científicos, em especial a série de satélites Landsat que tem tido bastante representatividade (ANDRZEJ URBANSKI et al., 2016; KHANDELWAL et al., 2017; GETIRANA; JUNG; TSENG, 2018; CHEN, Q.; HUANG; TANG, 2019).

Em 2013, um modelo polinomial foi desenvolvido para prever a profundidade de um lago utilizando-se do satélite Landsat/LDCM, nas bandas de refletância no azul, verde, vermelha e infravermelho próximo, onde também realizadas medições batimétricas *in situ* para a validação do modelo. Demonstrou-se a raiz do erro quadrático médio (RMSE) de 0,27 cm, em um local de profundidade (máxima de 11 m e média 4,9 m). Em um segundo momento o mesmo estudo verificou as mudanças multitemporais utilizando um conjunto de imagens de satélite do Landsat, MODIS e AVHRR desde o ano 1977 (KARIMI et al., 2016).

As Imagens de satélite, juntamente com o uso de modelos de inteligência artificial (IA) como o Random Forest (RF), podem servir para as medições batimétricas. Este modelo de IA vem se destacando pela sua simplicidade e necessidade de menos variáveis de entrada (MATEO-PÉREZ et al., 2021b). O RF é considerado um algoritmo de classificação robusto, superando a abordagem do K-vizinhos mais próximo e o k-média (LEON et al., 2020). Além dos estudos batimétricos, o RF permite análises de dinâmica espaço-temporal de biomassa de comunidade bentônicas (HARO et al., 2021), de séries históricas batimétricas (MATEO-PÉREZ et al., 2021a). No entanto, a utilização dessas tecnologias para prever a profundidade é a variação do nível da água e esse cuidado deve ser tomado principalmente em ambientes que tem como base o nível da maré (SAGAWA et al., 2019), o que não se aplica na lagoa Mãe-Bá, que possui controle de vazão, não apresentando variações ao longo do dia.

Com isso, hipotetizamos que uso de inteligência artificial (Random Forest) associada a imagens de satélite é capaz de prever com precisão a batimetria em lagoas.

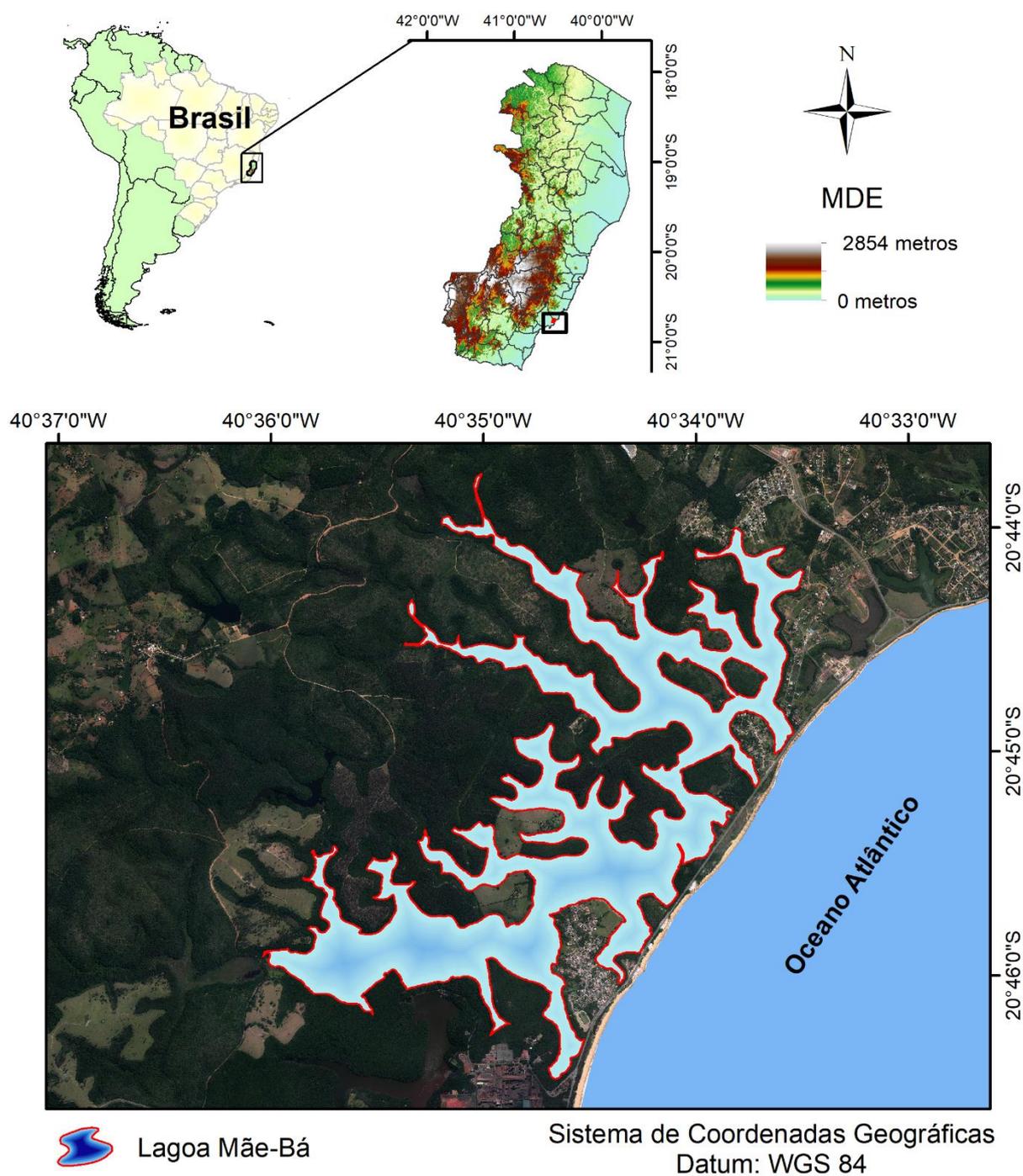
Dessa forma, objetivamos com este estudo utilizar imagens do LandsAT 8 juntamente modelos de inteligência artificial como o Random Forest para obter a potencialidade de imagens de sensoriamento para predição da batimetria em uma lagoa.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Esse estudo foi realizado na lagoa Mãe-Bá, considerada a segunda maior lagoa do Estado do Espírito Santo com 4,67 km² e localizada entre os municípios de Guarapari e Anchieta (20°45'32"S e 40°34'33"W) (Figura 1). Destaca-se que, desde a década de 1970, essa lagoa vem sofrendo pressão antrópica. Primeiramente, com o fechamento de sua ligação com o mar e, posteriormente com a instalação de uma usina de beneficiamento de minério de ferro que utiliza a lagoa como receptora de efluentes industriais após tratamento.

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo, Estado do Espírito Santo – Brasil.



Fonte: o autor.

2.2 Coleta de dados, estimacão da batimetria e interpolao

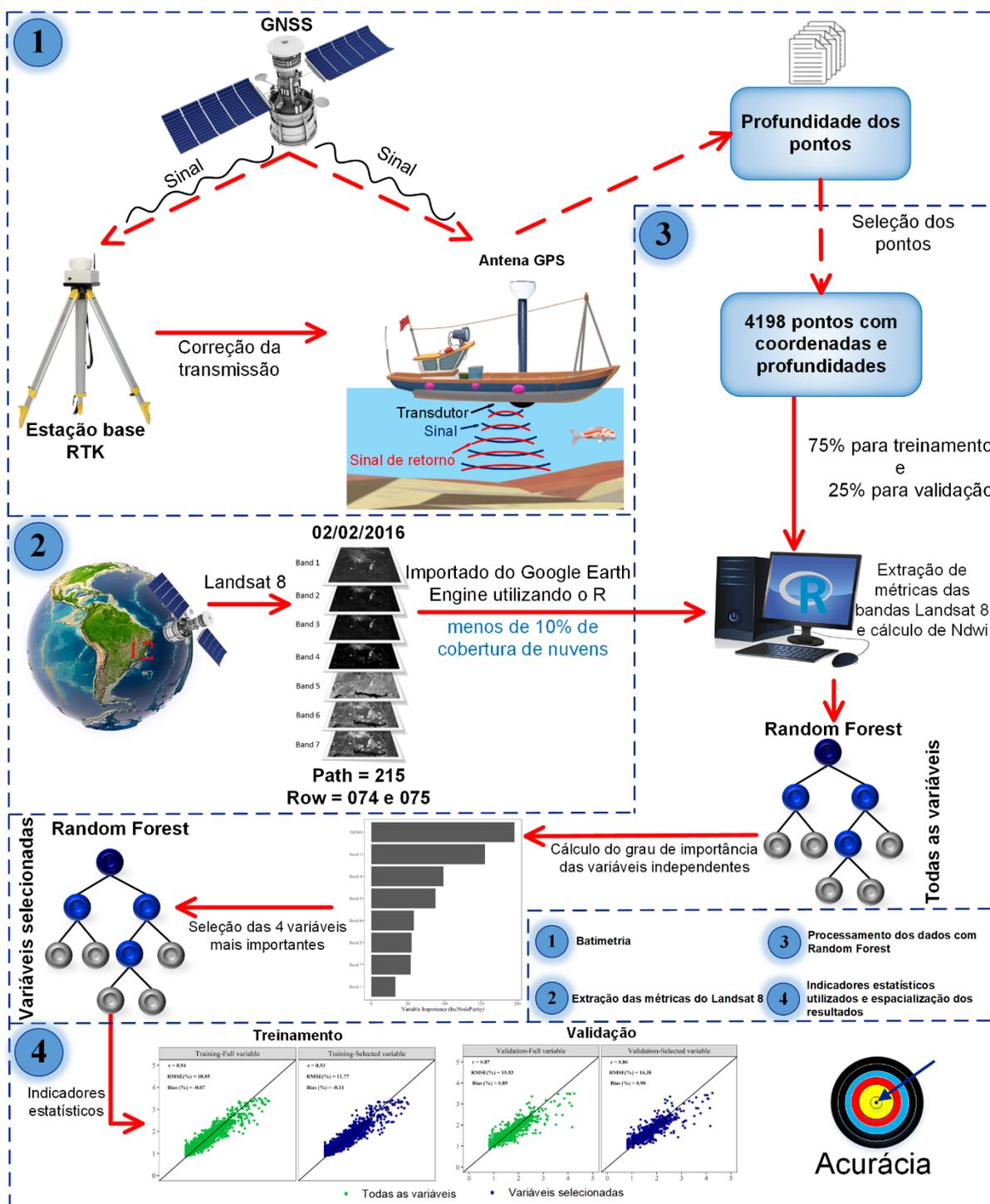
As etapas metodológicas para estimacão da batimetria da lagoa Mãe-Bá podem ser observadas na Figura 2 e estão descritas nos tpicos seguintes.

2.2.1 ETAPA 1 – Batimetria

Para realizao da batimetria foi instalado um marco geodésico, visando a correo das coordenadas dos dados captados. Um receptor GNSS RTK JAVAD TRIUMPH-1, foi estacionado sobre um ponto próximo a lagoa denominado neste trabalho como base 0916a, o receptor ficou recolhendo informaçoes por 3h17min no dia 16/09/2015, na qual referenciou o marco (base 0916a) por meio das coordenadas (20°45'03,51"S e 40°33'42,15"W) e altitude geométrica de 23,62m..

Após a obteno das coordenadas precisas do marco base 0916a (estao base), no dia 17 de setembro de 2015 foi instalado um receptor GNSS RTK JAVAD TRIUMPH-1 (receptor 1) sobre o mesmo (Base) e um segundo receptor GNSS RTK JAVAD TRIUMPH-1 (receptor 2) foi fixado a uma embarcao de borracha aumentando a estabilidade (Rover) e conectado ao notebook com o Software Hidrográfico Hypack MAX, juntamente com um Ecobatímetro, modelo Bathy-500MF da marca SyQwest, que possuía uma probe que foi imersa na água a 30 cm de profundidade, cuja diferença foi inserida no equipamento para desconsiderar o valor da probe e o mesmo foi calibrado.

Figura 2 - Fluxograma metodológico dos processamentos realizados.



Fonte: o autor.

A coleta dos dados foi realizada por 7 dias no período matutino das 4 horas até as 11 horas, para evitar o período de maior deslocamento de ar (vento nordeste), o que poderia prejudicar a coleta dos dados.

A embarcação navegou na menor velocidade possível de 3,6 km h⁻¹, realizando aproximadamente 209 transectos e coletou 200.402 pontos com espaçamento de 20 a 50 cm de distância, tendo uma média de 23,31 pontos por m². Valores esses acima do que é recomendado pela IHO (2008), aumentando a acurácia dos dados. Recomenda-se que o espaçamento máximo entre linhas deve ser 3 vezes a profundidade média caso este valor seja maior que 25 m considerando este último como valor de referência, e o espaçamento entre ponto deve ser de 5x5 m (IHO, 2008).

No Software Hidrográfico Hypack MAX, foi inserido o Shapefile da área de estudo obtido por um processo de fotointerpretação 1:1000 e realizou-se os transectos na transversal, para que durante a coleta dos dados a embarcação não saísse do trajeto. Os dados coletados pelo ecograma foram corrigidos no Software Eye4Software Hydromagic Survey, onde curvaturas irregulares foram retiradas (IHO, 2008).

2.2.2 ETAPA 2 - Extração das métricas do Landsat 8

Todo o processamento dos dados de sensoriamento remoto foi realizado em nuvem, na plataforma Google Earth Engine (GEE) (GORELICK et al., 2017) por meio do pacote RGEE do programa R (R Core Team, 2021). No processamento foi utilizada a coleção de imagens do sensor Combined OLI/TIRS da coleção 1 do Landsat 8, considerado de média resolução espacial, em que cada pixel da imagem corresponde a 900 m² (30x30 m). A coleção escolhida no GEE foi a LANDSAT/LC08/C01/T1_TOA, que contém dados de reflectância corrigidos para o topo da atmosfera, com cenas consideradas de alta qualidade, radiometria bem caracterizada e que são intercalibradas entre os diferentes sensores Landsat, corrigidas espacialmente.

A primeira etapa consistiu na aquisição da coleção de imagens do Landsat 8 (LANDSAT/LC08/C01/T1_TOA). Foram selecionadas as imagens dos meses de janeiro a março 2016 por serem os meses mais próximos à data de realização dos levantamentos em campo e o período em que a qualidade da água se encontrava satisfatória. Desta forma, foi feita uma filtragem no GEE para aquisição das imagens no período de 01/01/2016 a 01/03/2016 com cobertura de nuvem inferior a 10 %, resultando na seleção da primeira imagem que atingiu os critérios

mencionados (período e porcentagem de nuvens). A imagem foi a datada de 02 de fevereiro de 2016 para as duas cenas utilizadas (Path 215 e Rows 074 e 075).

Com base nas coordenadas obtidas por meio dos receptores geodésicos de GNSS, nas quais foram aferidos a profundidade por meio do ecobatímetro, foram extraídas as métricas espectrais das imagens do Landsat 8 (Rows 074 e 075 de 02 de fevereiro de 2016). Para tanto foram selecionados 4.198 pontos, dos 200.402 aferidos, que atenderam ao critério de estar inserido no limite da lagoa Mãe-Bá e ter profundidade maior que zero (0).

Além da aferição dos valores espectrais das diferentes bandas foi calculado o Índice da Diferença Normalizada da Água (NDWI), proposto por Gao (1996):

$$NDWI = \frac{(B5 - B6)}{(B5 + B6)}$$

Em que:

NDWI = Índice da Diferença Normalizada da Água;

B5 = Banda 5 do sensor OLI (0,85-0,88 μm);

B6 = Banda 6 do sensor OLI (1,57-1,67 μm).

2.2.3 ETAPA 3 - Processamento dos dados com Random Forest

O processamento dos dados com a RF foi realizado com o pacote Random Forest (package random Forest) do programa R (R CORE TEAM, 2019; BREIMAN et al., 2002). Para estimar a profundidade da lagoa usando RF, foi necessário definir a quantidade de árvores (ntree), variáveis para começar a divisão do nó (mtry), observações por folhas para cada árvore formada (node_size) e o número de amostras para o treinamento (sample_size). Neste trabalho, a ntree variou de 200 a 1000 (a cada 200), a mtry variou de 5 a 35 (a cada 5), o node_size variou de 3 a 9 (a cada 2) e, por fim, the sampe_size variou de 0.532 a 0.832 (a cada 0.1).

Uma das vantagens de se utilizar Random Forest em comparação com outras técnicas de aprendizagem de máquina é que a RF possui a capacidade de mostrar quais variáveis são mais relevantes para o resultado. Isso pode resultar em

um modelo com um menor número de variáveis de entrada, mantendo a acurácia na estimação da variável de interesse.

Neste trabalho, selecionamos as 4 variáveis com maior grau de importância. Para tanto ordenamos com base no grau de impureza de cada nó. De posse das 4 variáveis selecionadas foi estimada a profundidade e comparada com os resultados obtidos por meio do modelo com todas as variáveis. Maiores detalhes da seleção das variáveis e funcionamento da técnica foram descritos por Silva et al. (2021).

2.2.4 ETAPA 4 - Indicadores estatísticos utilizados e espacialização dos resultados.

A acurácia da estimativa da profundidade da lagoa, para dados de treinamento e validação, foi avaliada por meio do coeficiente de correlação linear entre os valores observados e estimados (r), Bias (%) e RMSE (%) Tabela 1.

Utilizou-se para este trabalho a correlação de Pearson mais apropriado para medições tiradas de uma escala de intervalo que apresentam associação linear entre duas variáveis contínuas. A correlação foi interpretada de acordo com Hopkins (2000).

Tabela 1 – Estatísticas utilizadas para avaliar o desempenho das estimativas.

Estatísticas	Fórmulas	Eq.
Coeficiente de correlação	$r_{y\hat{y}} = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})(\hat{y}_i - \hat{y}_m)}{\sqrt{\left[\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \right] \left[\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \hat{y}_m)^2 \right]}}$	(1)
Bias	$Bias(\%) = \frac{V}{y} 100 \quad Bias = \frac{\sum_{i=1}^n y_i - \sum_{i=1}^n \hat{y}_i}{n}$	(2)
Raiz quadrada do erro quadrático médio	$RMSE(\%) = \frac{RMSE}{y} 100 \quad RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}}$	(3)

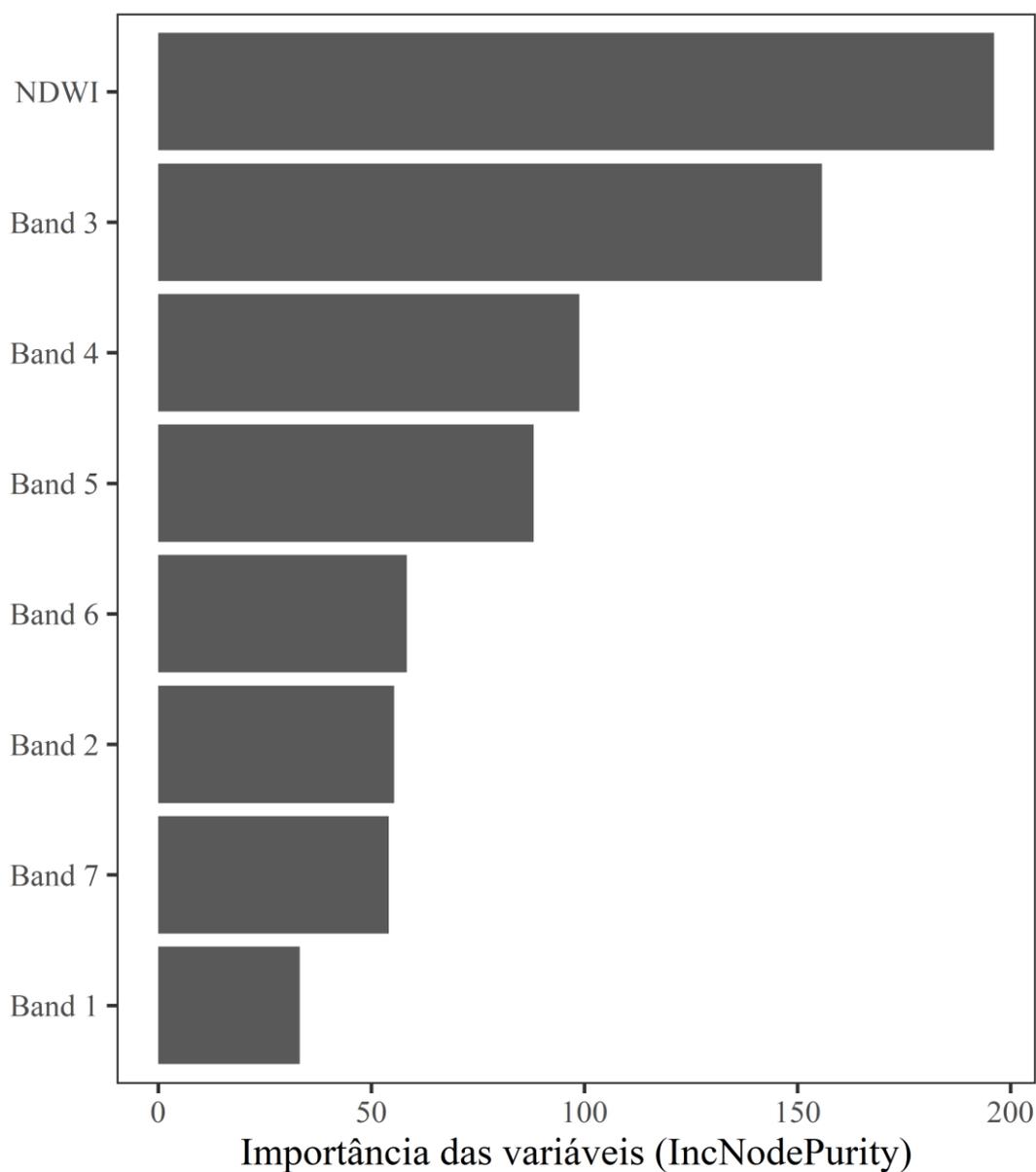
Em que: y_i = variável dependente observada; \hat{y}_i = variável dependente estimada; \bar{y} = média da variável dependente observada; \hat{y}_m = média da variável dependente estimada; n = número de observações.

Os valores estimados de profundidade foram organizados em tabela excel e importados para ambiente SIG, utilizamos o software ArcGIS 9.3. Em ambiente SIG, os dados foram interpolados pela técnica de IDW ao quadrado, o tamanho de célula estipulado de 1 m² e para obtenção do valor de cada célula foi considerado os 12 pontos mais próximos.

3 RESULTADOS

Nas figuras 3 e 4 são apresentados os resultados quanto a seleção das variáveis e os gráficos de relação entre o observado e os estimados com a RF. Percebe-se pela figura 3, que a variável mais importante para estimar a profundidade da lagoa foi o NDWI e a menos importante foi a banda 1. Para cálculo dos valores estimados de profundidade foram utilizadas as quatro variáveis de maior importância: NDWI, banda 3; banda 4 e banda 5, respectivamente.

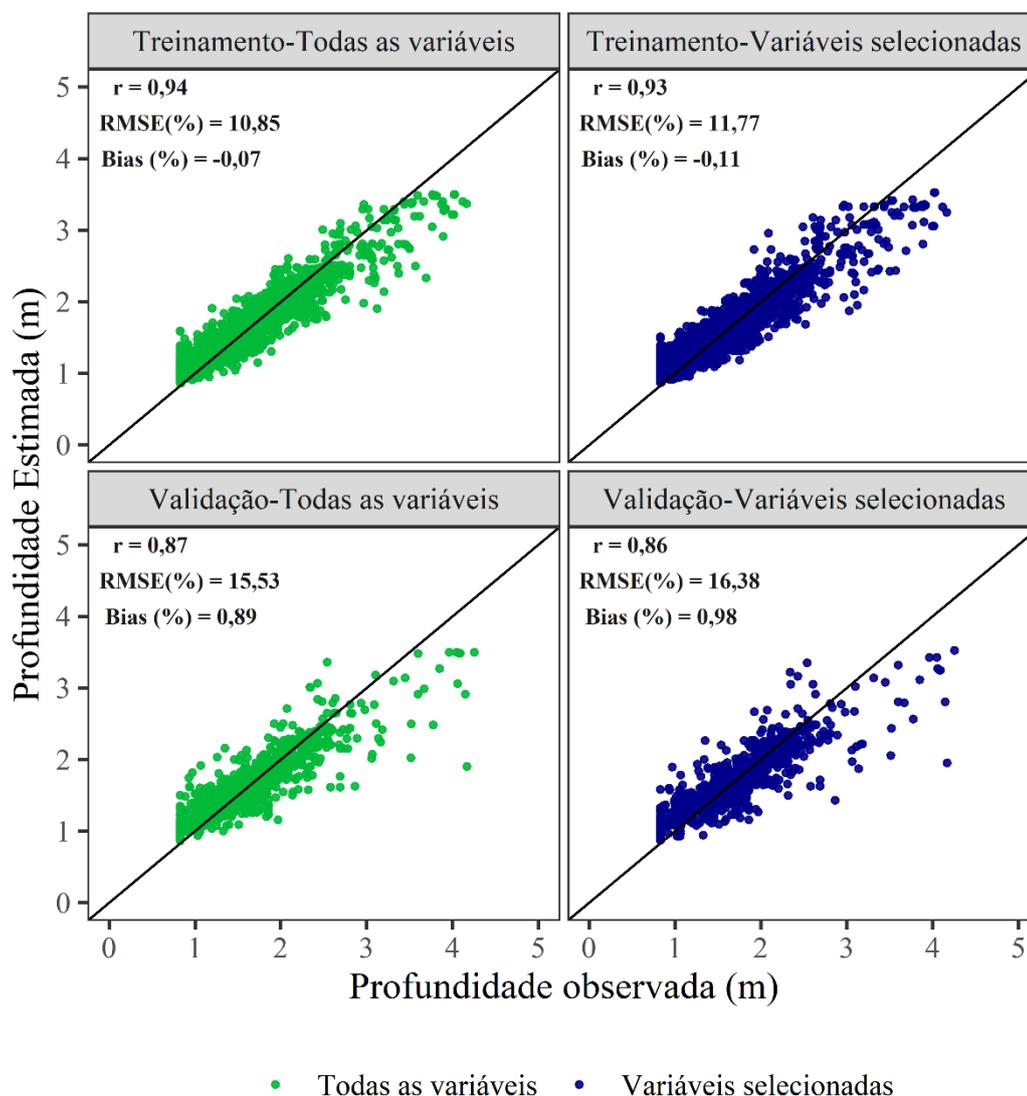
Figura 3 – Importância das variáveis para estimação da profundidade da lagoa.



Fonte: o autor.

A estimação da batimetria usando a RF com todas as variáveis de entrada apresentou o r alto para o treinamento ($r = 0.94$), havendo uma pequena redução desses valores para o conjunto de validação ($r = 0.87$). Não houve grande diferença entre os valores do r (estão no mesmo intervalo de classe) quando se comparada aos resultados utilizando a RF com a seleção das variáveis (RF com variáveis selecionadas $r = 0.93$) e o treinamento com o modelo completo. É possível notar que à medida que o conjunto de treino foi reduzido, ocorreu um aumento do RMSE e do viés para o conjunto de treino (10.85% para 11.77% e -0.07% para -0.11%, respectivamente) e para o conjunto de validação (15.53% para 16.38% e 0.89% para 0.98%, respectivamente).

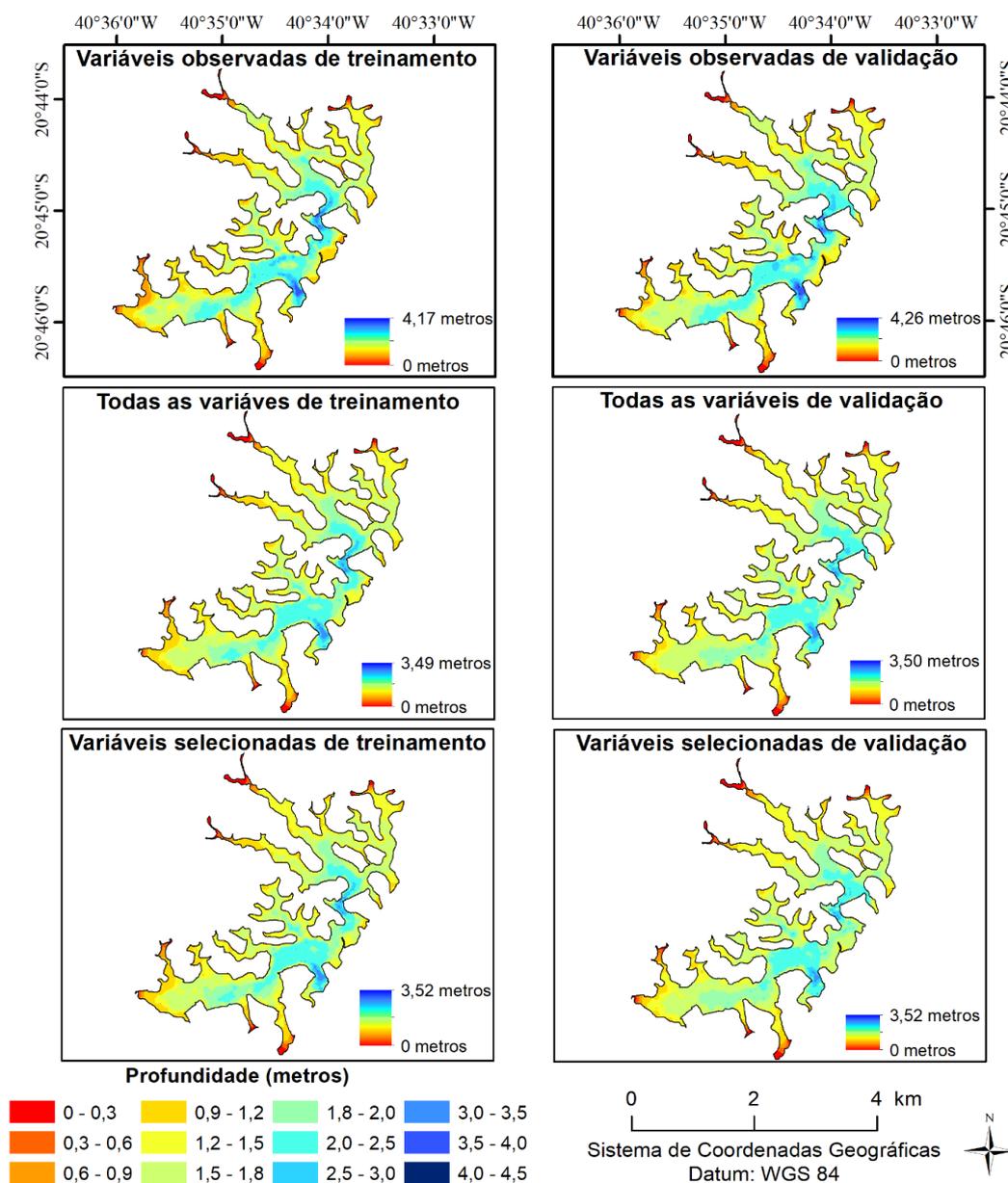
Figura 4 - Relação entre os valores observados de profundidade e os valores estimados pela Random Forest e os indicadores estatísticos para os conjuntos de treinamento e validação, respectivamente.



Fonte: o autor.

Na figura 5 podemos observar o resultado da interpolação dos dados observados e estimados considerando todas as variáveis e dos estimados com base nas variáveis selecionados de acordo com o grau de importância, para os dados de treinamento e validação.

Figura 5 - Profundidade obtida pela interpolação dos valores observados e estimados pela Random Forest para os conjuntos de treinamento e validação, com todas as variáveis e com a seleção das melhores.

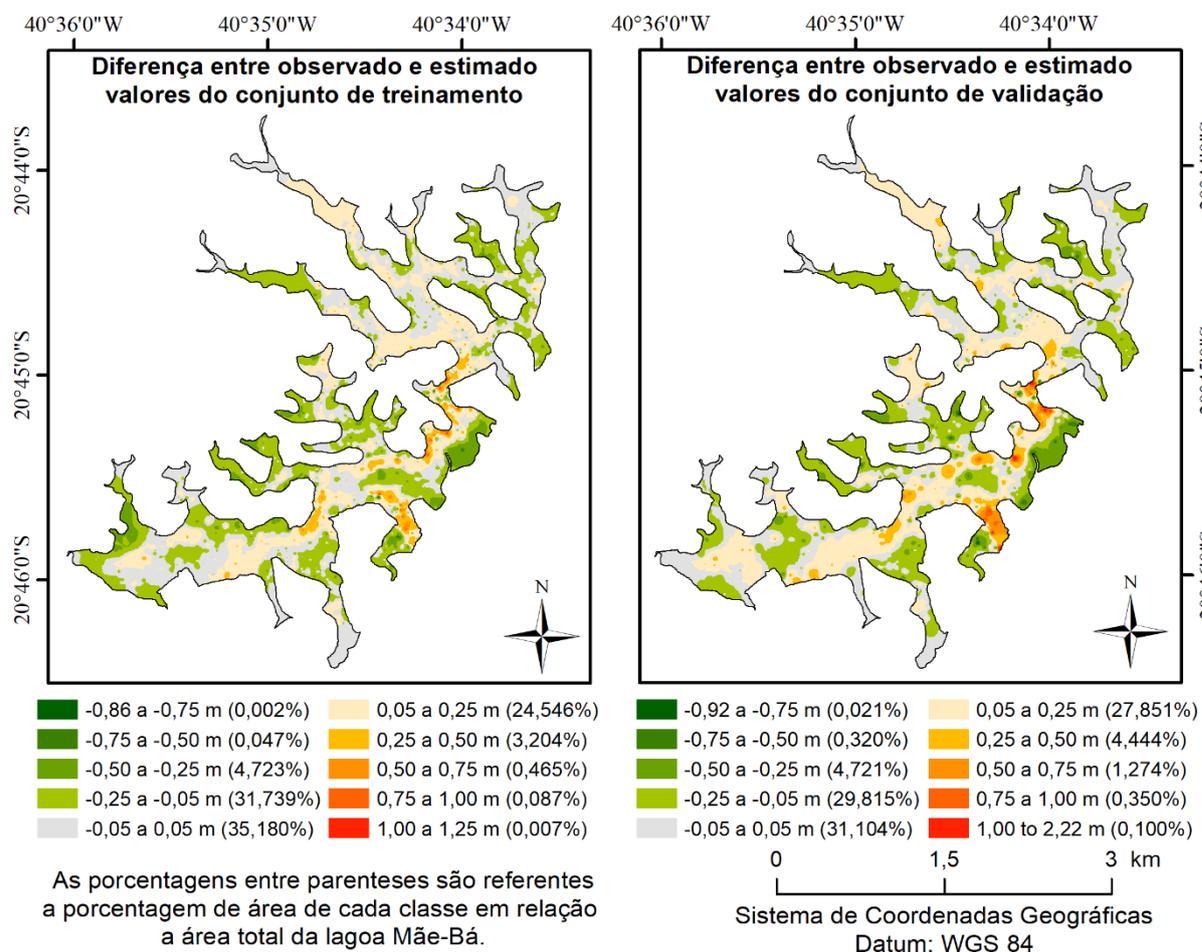


Fonte: o autor.

Na figura 6 temos a diferença entre os valores interpolados dos dados observados e estimados com base nas variáveis seleccionados de acordo com o grau de importância, para os dados de treinamento e validação. Podemos observar que o modelo subestimou os maiores valores de profundidade com destaque para o conjunto de dados de validação, onde tais valores foram ainda mais subestimados (maior valor de diferença de 2.22 m), a figura 4 nos auxilia a realizarmos tal aferição sobre os dados. Notamos ainda que o modelo apresenta

maior erro em áreas mais profundas tanto para os dados de treinamento quanto validação.

Figura 6 - Diferença entre valores interpolados dos dados observados e estimados com base nas variáveis selecionadas, do conjunto de treinamento e validação.



Fonte: o autor.

4 DISCUSSÃO

Ao observarmos o resultado obtido entre a relação dos valores observados e estimados de profundidade para os conjuntos de treinamento e validação podemos notar que a partir da profundidade de 3 m existe uma subestimativa. Os valores estimados apresentam valores inferiores aos observados devido ao fato do modelo não conseguir, com base nas métricas utilizadas e nas características da lagoa, distinguir valores mais elevados de profundidade. Em lagoas rasas, mesmo com a mistura constante que levam a homogeneidade dos parâmetros físico-químicos na coluna d'água, pode haver uma variabilidade vertical na qualidade da água (FERENCZ; DAWIDEK, 2021).

A verticalização da coluna d'água são diferenciadas entre o epilimnion, metalimnion e hypolimnion mesmo em pequenas profundidades (GODOY et al., 2021). Com isso, a região do hipolimnium, em ambientes lânticos, tendem apresentar uma maior quantidade de nutrientes que sedimentam na região mais profunda (GODOY et al., 2018), causando maior turbidez da água consequente absorção maior de luminosidade acarretando o aumento dos erros (MATEO-PÉREZ et al., 2021b). Com isso, a uma maior turbidez nas áreas mais profundas acarreta numa subestimativa dos valores estimados como observado nos resultados.

A subestimativa em regiões mais profundas é um comportamento já esperado visto que além da batimetria *ex situ* as imagens de satélites são também muito utilizadas na determinação do estado trófico dos ambientes aquáticos (CHEN, Q.; HUANG; TANG, 2019; HUANG et al., 2014; ZILIOLI; BRIVIO, 1997), assim como, florescências de cianobactérias (CHEN, N. et al., 2020; SÒRIA-PERPINYÀ et al., 2020). Em ambientes onde ocorrem retenção hídrica esta característica está relacionada com o crescimento exacerbado de fitoplâncton (também chamado de “bloom” de fitoplâncton) (CAO et al., 2020).

Nesse sentido, recomenda-se que a utilização do modelo para a estimativa da batimetria (Random Forest) leve em consideração estas peculiaridades locais como a turbidez da água e considere a maior profundidade da área a ser analisada.

Ao analisar os valores observados da batimetria *in situ* em que se utilizou um ecobatímetro em relação os valores estimados em que se utilizou a batimetria *ex situ* com as imagens do Landsat 8, podemos observar que as diferenças entre

profundidade observada e a estimada, não modificou as características batimétricas.

Contudo quando pensamos em comparar técnicas batimétricas *in situ* e *ex situ* devemos levar em consideração que a utilização de técnicas batimétricas *in situ* também podem apresentar alguns erros na medição que podem alterar o resultado, estes pontos que dever ser colocadas em questão.

Entre alguns erros que podem ocorrer na batimetria convencional (*in situ*) podemos citar a escolha da frequência dos ecobatímetros que influencia diretamente na captação dos dados reais. Frequências baixas como 30 KHz não conseguem penetrar na vegetação densa (ŠILJEG; LOZIĆ; ŠILJEG, 2015), acarretando uma subestimativa nos valores de profundidade.

Sendo assim, recomenda-se o uso de dupla frequência em águas rasas, aumentando a acurácia em sedimentos consolidados e não consolidados USACE (2013). Šiljeg; Lozić; Šiljeg (2015), em um estudo em profundidades semelhantes ao da lagoa Mãe-Bá, utilizou dupla frequência 30 KHz e 200 KHz corroborando com USACE (2013). Já Cross; Moore (2014) trabalhou em profundidades variando de 10,8 a 31 m com apenas uma única frequência de 70 KHz e *beam* (5,6°).

Outro problema que podemos encontrar nos processos batimétricos *in situ* é que os ecobatímetros necessitam estar acoplados em embarcações, sendo que o uso de modelos infláveis e mais recomendados (PURDIE et al., 2016; ŠILJEG; LOZIĆ; ŠILJEG, 2015) aumentando a estabilidade da embarcação, consequentemente a estabilidade do ecobatímetro.

Outro fator que influencia na estabilidade do transponder, é a aceleração que pode ocasionar o arqueamento da proa do barco, desestabilizando a linha de flutuação da embarcação, ocasionando na movimentação frontal do transponder (CLARKE, 2003), como também a formação de ondulações na água pode interferir na qualidade da coleta dos dados, contudo recomendo que a coleta de dados deve ser realizada nos horários de menor turbulência da água.

Por este motivo, verificou-se a padronização de uma velocidade constante de 5 a 6 Km h⁻¹ em diversos estudos (BARROSO; GONÇALVES; GARCIA, 2014; CROSS; MOORE, 2014; MAINA et al., 2018).

O uso de geotecnologias como o Sistema de Posicionamento por Satélites, integrado ao Sistema de Informação Geográfica, que juntamente com o uso de imagens de satélite e Modelos Digitais de Elevação (MDE), tornam essas

ferramentas de grande importância para ecologia aquática (ALEXANDRIDIS et al., 2007). O conjunto destas combinações tornam possível determinar exatamente as mudanças que ocorrem em corpos d'água, auxiliando na elaboração de métodos que visem a melhora das condições ecológicas da água (ŁAWNICZAK; CHOIŃSKI; KURZYCA, 2011).

A utilização de técnicas batimétricas *ex situ* vem ganhando espaço, pois a corrida espacial vem nos disponibilizando satélites que possuem imagens Raster, com diversos tipos de resolução espacial, resolução espectral e resolução temporal, o que torna a utilização desta tecnologia cada vez maior. Está previsto para o lançamento em novembro de 2022 o lançamento do satélite SWOT (Surface Water and Ocean Topography) que fornecerá informações dos recursos hídricos da Terra a cada 10 dias em média, contribuindo ainda mais para os estudos batimétricos dos recursos hídricos mundiais (NASA, 2022).

Mediante isso o uso destas novas tecnologias acarretará uma redução de avaliações de impactos ambientais *in situ* dos recursos hídricos, reduzindo os custos e aumentando a área de abrangência dos estudos. Fazendo com estes estudos não sejam pontuais e sim globais.

4 CONCLUSÕES

A técnica de sensoriamento remoto associado as técnicas de Inteligência Artificial (IA), utilizando o Random Forest, demonstraram resultados aceitáveis para técnicas batimétricas *ex situ*.

Essa técnica utilizada apresenta maior dinamismo. Além disso, pode ser empregada em outras lagoas que apresentem características similares. No entanto, não recomendamos o uso desta técnica em ambientes eutrofizados.

REFERÊNCIAS

- ALEXANDRIDIS, T. K. et al. Remote sensing and GIS techniques for selecting a sustainable scenario for Lake Koronia, Greece. **Environmental Management**, v. 39, n. 2, p. 278–290, 2007.
- ANDRZEJ URBANSKI, J. et al. Application of Landsat 8 imagery to regional-scale assessment of lake water quality. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 51, p. 28–36, 2016.
- BARROSO, G. F.; GONÇALVES, M. A.; GARCIA, F. C. da. The morphometry of Lake Palmas, a deep natural lake in Brazil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 11, p. 1–13, 2014.
- BENINCÁ, C. et al. Chronic genetic damages in *Geophagus brasiliensis* exposed to anthropic impact in Estuarine Lakes at Santa Catarina Coast-Southern of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 4, p. 2045–2056, 2012.
- BREIMAN, L. et al. Breiman and Cutler's Random Forests for Classification and Regression. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 103, n. 3, p. 239–248, 2002.
- CAO, Y. et al. Regime shifts in shallow lake ecosystems along an urban-rural gradient in central China. **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 139309, 2020.
- CHEN, N. et al. A risk assessment method for remote sensing of cyanobacterial blooms in inland waters. **Science of the Total Environment**, v. 740, p. 140012, 2020.
- CHEN, Q.; HUANG, M.; TANG, X. Eutrophication assessment of seasonal urban lakes in China Yangtze River Basin using Landsat 8-derived Forel-Ule index: A six-year (2013–2018) observation. **Science of the Total Environment**, v. 135392, n. xxxx, p. 1–13, 2019.
- CLARKE, J. H. Dynamic Motion Residuals: Ironing out the Creases. **International Hydrographic Review**, n. March 2003, p. 1–30, 2003.
- CROSS, B. K.; MOORE, B. C. Lake and reservoir volume: Hydroacoustic survey resolution and accuracy. **Lake and Reservoir Management**, v. 30, n. 4, p. 405–411, 2014.
- FERENCZ, B.; DAWIDEK, J. Assessment of spatial and vertical variability of water quality: Case study of a polymictic polish lake. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 16, p. 2–13, 2021.
- FURNANS, J.; AUSTIN, B. Hydrographic survey methods for determining reservoir volume. **Environmental Modelling and Software**, v. 23, n. 2, p. 139–146, 2008.
- GAO, B. C. NDWI-A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. **Remote Sensing of Environment**, v.58, n.3, p. 257-266. 1996.

- GETIRANA, A.; JUNG, H. C.; TSENG, K. H. Deriving three dimensional reservoir bathymetry from multi-satellite datasets. **Remote Sensing of Environment**, v. 217, n. May, p. 366–374, 2018.
- GODOY, A. C. et al. Evaluation of limnological dynamics in Nile tilapia farming tank. **Aquaculture and Fisheries**, v. 6, n. 5, p. 485–494, 2021.
- GODOY, A. C. et al. Water Quality in a Reservoir used for Fish Farming in Cages in Winter and Summer Periods. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 229, n. 3, 2018.
- GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, dez. 2017.
- HARO, S. et al. Microphytobenthos spatio-temporal dynamics across an intertidal gradient using Random Forest classification and Sentinel-2 imagery. **Science of The Total Environment**, v. 804, p. 149983, 2021.
- HENRICO, I. Optimal interpolation method to predict the bathymetry of Saldanha Bay. **Transactions in GIS**, v. 25, n. 4, p. 1991–2009, 2021.
- HOPKINS, W. G. **Correlation coefficient: a new view of statistics**. 2000.
- HUANG, C. et al. Satellite data regarding the eutrophication response to human activities in the plateau lake Dianchi in China from 1974 to 2009. **Science of the Total Environment**, v. 485–486, n. 1, p. 1–11, 2014.
- IHO. **International Hydrographic Organization Standards for Hydrographic Surveys**. 5. ed. Monaco: International Hydrographic Bureau, 2008. v. 44.
- IHO. **International Hydrographic Organization Standards for Hydrographic Surveys**. 6. ed. Monaco: [s.n.], 2020.
- KARIMI, N. et al. Deriving and Evaluating Bathymetry Maps and Stage Curves for Shallow Lakes Using Remote Sensing Data. **Water Resources Management**, v. 30, p. 5003–5020, 2016.
- KHANDELWAL, A. et al. An approach for global monitoring of surface water extent variations in reservoirs using MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 113–128, 2017.
- ŁAWNICZAK, A. E.; CHOIŃSKI, A.; KURZYCA, I. Dynamics of lake morphometry and bathymetry in various hydrological conditions. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 20, n. 4, p. 931–940, 2011.
- LEON, A. Z. et al. Assessing the repeatability of automated seafloor classification algorithms, with application in marine protected area monitoring. **Remote Sensing**, v. 12, n. 10, 2020.
- MAINA, C. et al. Bathymetric survey of Lake Naivasha and its satellite Lake Oloiden in Kenya; using acoustic profiling system. **Lakes and Reservoirs: Research and Management**, v. 23, n. 4, p. 324–332, 2018.
- MAISONNEUVE, C. B. de et al. Bathymetric survey of lakes Maninjau and Diatas (West Sumatra), and lake Kerinci (Jambi). **Journal of Physics: Conference Series**, v. 1185, n. 1, p. 1–9, 2019.

MATEO-PÉREZ, V. et al. Analysis of the spatio-temporal evolution of dredging from satellite images: A case study in the principality of Asturias (Spain). **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 9, n. 3, p. 1–18, 2021a.

MATEO-PÉREZ, V. et al. Determination of water depth in ports using satellite data based on machine learning algorithms. **Energies**, v. 14, n. 9, 2021b.

NASA. SWOT Surface Water and Ocean Topography, 2022. Disponível em: <<https://swot.jpl.nasa.gov/>>. Acesso em: 05 de abr. de 2022.

OVAKOGLU, G. et al. Use of MODIS satellite images for detailed lake morphometry: Application to basins with large water level fluctuations. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, A1, v. 51, p. 37–46, 2016.

PURDIE, H. et al. Bathymetric evolution of Tasman Glacier terminal lake, New Zealand, as determined by remote surveying techniques. **Global and Planetary Change**, v. 147, p. 1–11, 2016.

R CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing., 2019

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

SAGAWA, T. et al. Satellite derived bathymetry using machine learning and multi-temporal satellite images. **Remote Sensing**, v. 11, n. 10, 2019.

ŠILJEG, A.; LOZIĆ, S.; ŠILJEG, S. A comparison of interpolation methods on the basis of data obtained from a bathymetric survey of Lake Vrana, Croatia. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 19, n. 8, p. 3653–3666, 2015.

SILVA, J. P. M. et al. Prognosis of forest production using machine learning techniques. **Information Processing in Agriculture**, n. xxxx, 2021.

SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. **Environmental Limnological Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 73–88, 2014.

SÒRIA-PERPINYÀ, X. et al. Remote sensing of cyanobacterial blooms in a hypertrophic lagoon (Albufera of València, Eastern Iberian Peninsula) using multitemporal Sentinel-2 images. **Science of the Total Environment**, v. 698, p. 134305, 2020.

VENTUROTÍ, G. P. et al. Phosphorus, total ammonia nitrogen and chlorophyll a from fish cages in a tropical lake (Lake Palminhas, Espírito Santo, Brazil). **Aquaculture Research**, v. 47, n. 2, p. 409–423, 2016.

VENTUROTÍ, G. P. et al. Variation of limnological parameters in a tropical lake used for tilapia cage farming. **Aquaculture Reports**, v. 2, p. 152–157, 2015.

ZILIOLI, E.; BRIVIO, P. A. The satellite derived optical information for the comparative assessment of lacustrine water quality. **Science of the Total Environment**, v. 196, n. 3, p. 229–245, 1997.

CAPÍTULO II

AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS-TRAÇO EM SEDIMENTOS E A GENOTOXICIDADE NA ICTIOFAUNA DE LAGOA LITORÂNEA NO SUDESTE DO BRASIL

RESUMO

Os ecossistemas lacustres são constantemente afetados por efluentes industriais e domésticos, e são considerados as principais fontes de elementos-traço no meio ambiente. As características físico-químicas dos elementos-traço sofrem modificações que podem causar danos genotóxicos reversíveis à ictiofauna. Este estudo teve como objetivo avaliar a qualidade ambiental de uma lagoa (Mãe-Bá) que recebe efluentes industriais de uma das maiores empresas de minério de ferro do mundo, localizada no sudeste do Brasil. Os parâmetros físico-químicos da água da lagoa foram analisados mensalmente, os níveis de elementos-traço no sedimento foram quantificados e o risco de danos genotóxicos dos peixes foram quantificados usando o teste de micronúcleo e ensaio cometa. Verificamos a má qualidade ambiental da lagoa, sendo evidente uma forte ação antrópica, com níveis particularmente elevados de Cr e Ni e danos genotóxicos observados nos peixes. Não é possível afirmar uma relação entre o aumento de Cr e Ni com a mineradora, pois encontramos altas concentrações desses elementos em uma lagoa de referência (Nova Guarapari) sem vínculo com a mineradora. Mesmo que a biodisponibilidade dos elementos-traço no recurso hídrico seja baixa ou se sua concentração estiver abaixo do limite permitido, sua presença pode causar danos genotóxicos. Esses achados podem nos permitir auxiliar no planejamento de estratégias de remediação adequadas para diminuir os efeitos genotóxicos observados nesses ecossistemas sensíveis. Uma abordagem multidisciplinar é necessária em estudos envolvendo ecotoxicologia para desenvolver estratégias de conservação tanto para os ambientes bióticos como abióticos.

Palavras-chave: Ensaio cometa, genotoxicidade, teste de micronúcleo, elementos-traço.

ABSTRACT

Lacustrine ecosystems are constantly affected by industrial and domestic effluents, which are considered to be the main sources of trace elements in the environment. The physicochemical characteristics of trace elements undergo modifications that can cause reversible genotoxic damage to ichthyofauna. This study aimed to assess the environmental quality of a lagoon (Mãe-Bá) that receives industrial effluents from one of the largest iron ore companies in the world, located in southeastern Brazil. The physicochemical parameters of the lagoon water were analyzed monthly, the trace element levels in the sediment were quantified, and the risk of genotoxic damage to fish was quantified using a micronucleus test and comet assay. We verified the poor environmental quality of the lagoon, and strong anthropic action was evident, with particularly high levels of Cr and Ni and genotoxic damage being observed in fish. It is not possible to state a relationship between the increase in Cr and Ni with the mining company since we found high concentrations of these elements in a reference lagoon (Nova Guarapari) with no connection to the mining company. Even if the bioavailability of the trace elements in the water resource is low or if their concentration is below the permitted limit, their presence can cause genotoxic damage. These findings can enable us to assist in planning suitable remediation strategies to decrease the genotoxic effects observed in these sensitive eco-systems. A multidisciplinary approach is needed in studies involving ecotoxicology to develop conservation strategies for both the biotic and abiotic environments.

Keywords: Comet assay, genotoxicity, micronucleus test, trace elements.

GRAPHICAL ABSTRACT



1 INTRODUÇÃO

A liberação de elementos-traço provenientes dos efluentes industriais e domésticos podem afetar as características físico-químicas e biológicas da água e do sedimento em ecossistemas lacustres (KAMALA-KANNAN et al., 2008). Além disso, ventos fortes (BENINCÁ et al., 2012) e vários níveis de poluição (RANK; JENSEN; JESPERSEN, 2005) e a chuva (SMITH; ESPÍNDOLA; ROCHA, 2014; VENTUROTI et al., 2015, 2016) também podem influenciar nas características dos sedimentos.

As características físico-químicas da água, pluviosidade e vento podem apresentar toxidades imprevisíveis em ambientes naturais (DE LA TORRE; SALIBIÁN; FERRARI, 2007). A temperatura em vários estudos também é considerada como um distúrbio ambiental (BUSCHINI et al., 2003; ÇAVAŞ; ERGENE-GÖZÜKARA, 2005; PELLACANI et al., 2006).

Efluentes domésticos contendo quantidades excessivas de xenobióticos e patógenos podem causar toxicidade em peixes e nos consumidores subsequentes de peixes na cadeia alimentar por meio de bioacumulação e biomagnificação (CARNEY ALMROTH et al., 2008; STOLIAR; LUSHCHAK, 2012). Além disso, vários estudos têm relatado que os sedimentos compreendem um grande repositório de carbono e elementos-traço (ARAIN et al., 2008; GOPAL; ACHYUTHAN; JAYAPRAKASH, 2017; GRAHN; KARLSSON; DÜKER, 2006; LI et al., 2020; PASTORINO et al., 2020; PEREIRA et al., 2008; ZENG et al., 2013). Os fatores antrópicos são os principais responsáveis pela deposição desses poluentes nos sedimentos. No entanto, a maioria dos estudos analisou os elementos-traço separadamente e suas combinações muitas vezes foram negligenciadas. (WU et al., 2016).

Os peixes podem perder sua capacidade de responder às mudanças em seus ambientes naturais devido à presença de oligoelementos, mesmo em concentrações muito baixas (SCOTT; SLOMAN, 2004). Pesquisadores indicam que os peixes podem ser potenciais bioindicadores de variabilidade ambiental, e o ensaio do cometa e o teste de micronúcleo (MN) têm sido usados para avaliar a genotoxicidade de poluentes na água em peixes (DEUTSCHMANN et al., 2016). Esses dois métodos são usados principalmente para detectar danos no DNA resultantes da contaminação xenobiótica de organismos (LACAZE et al., 2010).

O ensaio cometa é um método simples, sensível e rápido que permite a detecção de danos no DNA em células individuais (FATIMA et al., 2014; SUKUMARAN; GRANT, 2013) e avaliar os efeitos de agentes genotóxicos de efluentes domésticos e industriais em organismos que foram expostos a contaminantes (BÜCKER; CARVALHO; ALVES-GOMES, 2006). Por exemplo, a replicação do DNA em eritrócitos de peixes pode não apenas ser afetada por águas residuais não tratadas de indústrias e áreas urbanas (DEUTSCHMANN et al., 2016), mas também por estressores como excesso de matéria orgânica e agentes microbiológicos (GUTIÉRREZ; VILLAR; ACUÑA PLAVAN, 2015) e fatores climáticos extremos, como chuvas (BENINCÁ et al., 2012; GIRI et al., 2011; GUTIÉRREZ; VILLAR; ACUÑA PLAVAN, 2015) e vento (GUTIÉRREZ; VILLAR; ACUÑA PLAVAN, 2015). Além disso, o ensaio é útil para avaliar a genotoxicidade de curto prazo (GIRI et al., 2011), e embora não detecte mutações genômicas, pode identificar lesões passíveis de correção (FATIMA et al., 2014). Além disso, se o DNA mutado não for corrigido, as reações biológicas podem ser afetadas, principalmente no nível celular, o que, por sua vez, pode afetar o organismo como um todo, interferindo em seu processo de crescimento e reduzindo sua capacidade de sobrevivência durante a fase embrionária, larval, ou fases adultas (LEE; STEINERT, 2003).

O teste MN identifica cromossomos inteiros e fragmentos cromossômicos que são gerados durante a divisão celular devido à ausência de um centrômero, que é resultado de danos durante a fase de citocinese (FASULO et al., 2010) ou cromossomos que são perdidos durante a divisão celular (FATIMA et al., 2014; FENECH, Michael, 2007). Assim, esses cromossomos replicados são morfologicamente idênticos, mas menores do que aqueles que estavam originalmente no núcleo. (FENECH, M et al., 2003). A presença de MN não é apenas um sinal de dano genético, mas também de carcinogênese (BONASSI et al., 2007), pois os tumores se originam de mutações, que são resultado de erros de replicação ou defeitos nos mecanismos de reparo do DNA causados por radiação, produtos químicos, etc., que podem levar a mudanças estruturais no DNA (MOORE, 1984).

Interações com compostos genotóxicos, como metais pesados, também podem causar lesões celulares e formação de tumores (FLAMMARION et al., 2002). Por décadas, os efeitos de poluentes na integridade do DNA têm sido

estudados em animais aquáticos, particularmente em peixes (VARANASI et al., 1989). Além disso, os poluentes podem causar defeitos hereditários e ter efeitos teratogênicos nas células germinativas, causando alterações no comportamento reprodutivo e no crescimento dos organismos aquáticos (LEE; STEINERT, 2003), reduzindo assim suas populações (MITCHELMORE; CHIPMAN, 1998); os peixes são, portanto, considerados bioindicadores de qualidade ambiental.

Estudos quantificando as concentrações de elementos-traço em recursos hídricos são facilmente encontrados na literatura (ARAIN et al., 2008; CIAZELA; SIEPAK; WOJTOWICZ, 2018; GOPAL; ACHYUTHAN; JAYAPRAKASH, 2017; GRAHN; KARLSSON; DÜKER, 2006; KAMALA-KANNAN et al., 2008; LI et al., 2020; NOLI; TSAMOS, 2018; PEREIRA et al., 2008; ŻARCZYŃSKI; WACNIK; TYLMANN, 2019). No entanto, tais estudos não determinaram o real dano à comunidade aquática, uma vez que a biodisponibilidade desses elementos é influenciada por fatores ambientais, como água e sedimentos. Além disso, estudos envolvendo a quantificação de elementos-traço e sua genotoxicidade em ambientes de vida livre são escassos. Por exemplo, encontramos apenas um estudo genotóxico em lagoas (BENINCÁ et al., 2012) e quatro estudos em rios (DEUTSCHMANN et al., 2016; GIRI et al., 2011; GUTIÉRREZ; VILLAR; ACUÑA PLAVAN, 2015; VARANASI et al., 1989), mas nesses exemplos, a genotoxicidade não foi correlacionada com elementos-traço na água. Um estudo anterior sobre a lagoa de Mãe-Bá observou que o processo de mineração contribuiu para a redução da biodisponibilidade de elementos-traço na biota analisada (PEREIRA et al., 2008), mas não foi estabelecido se esse resultado pode causar outro fator impactando aquele local. Hipotetizamos que em recursos hídricos, mesmo em áreas onde há baixa biodisponibilidade de elementos-traço, tais características podem causar outros tipos de danos à fauna aquática, como danos genéticos à biota. Tais danos podem ser identificados com métodos simples como o teste do micronúcleo e o ensaio do cometa. Assim, objetivamos investigar a qualidade ambiental de uma lagoa costeira por meio de testes de genotoxicidade de seus peixes de vida livre. Além dos efluentes domésticos, esta lagoa recebe efluentes industriais de uma das maiores mineradoras de ferro do mundo.

2 MATERIAL E MÉTODOS

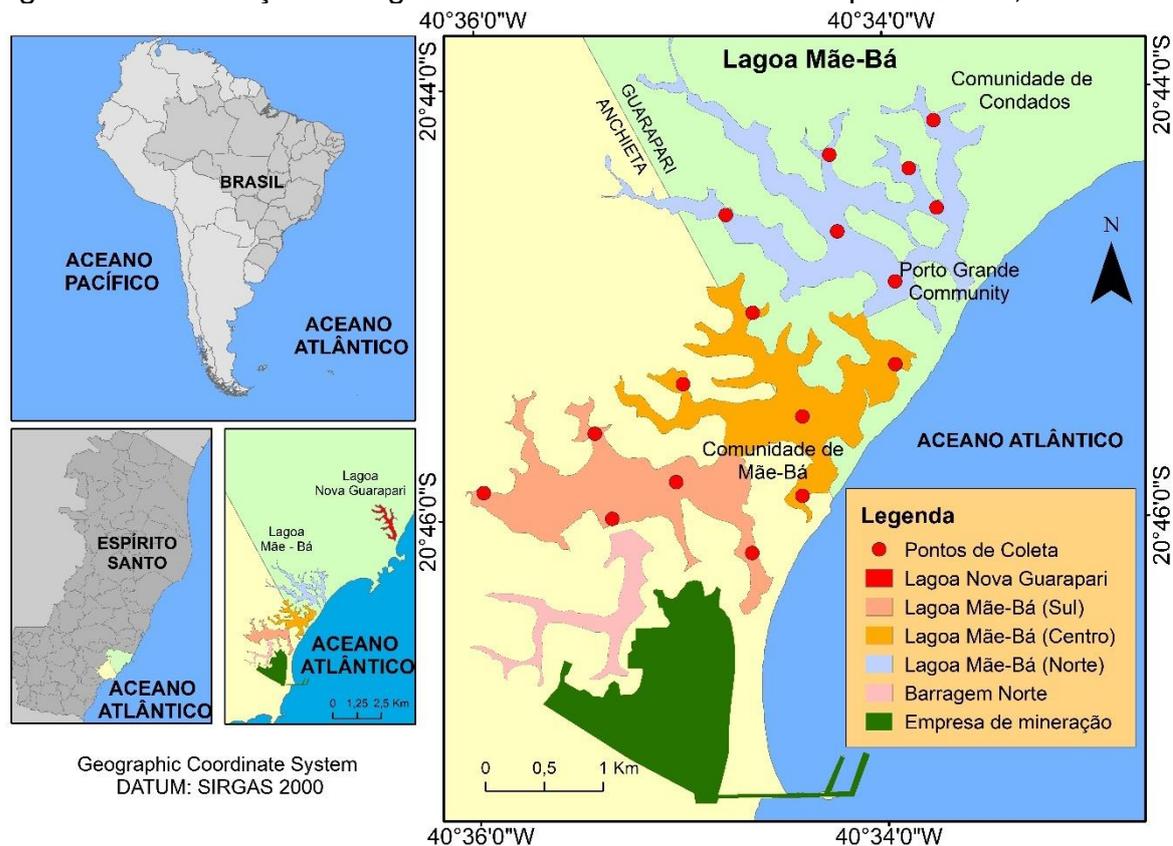
2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na lagoa de Mãe-Bá, a segunda maior lagoa do estado do Espírito Santo. Situada entre os municípios de Guarapari e Anchieta (latitude 20°45' S, longitude 40°34' W). A lagoa está sob forte pressão antrópica desde a década de 1970, inicialmente com o fechamento de sua ligação com o mar, e posteriormente com a instalação de uma usina de beneficiamento de minério de ferro, que libera efluentes industriais tratados. O efluente é lançado da barragem norte, que foi construída para separar um dos braços da lagoa e posteriormente ser utilizada para receber água do mineroduto. A implantação da usina de minério de ferro aumentou a presença de comunidades locais no entorno da lagoa, que é utilizada para pesca artesanal, criação de peixes em cativeiro e recreação, além de receber águas residuais domésticas diluídas e não tratadas.

A área da lagoa de Mãe-Bá (4,67 km²) foi dividida em três regiões: a região sul (1,38 km²), localizada próxima à usina de minério de ferro e ligada à barragem norte de onde são lançados os efluentes industriais; a região central (1,51 km²), que está localizada relativamente próxima da usina de minério de ferro e da comunidade de Mãe-Bá, que lança seu esgoto diretamente na lagoa sem o devido tratamento pela empresa de esgoto, apesar da existência de rede coletora; e a região norte (1,78 km²), localizada mais distante a mineradora e próxima às comunidades locais de Porto Grande e Condados (Figura 1).

A lagoa Nova Guarapari, localizada a 4 km da lagoa de Mãe-Bá, e foi utilizada como local de referência para determinar se as concentrações de elementos-traço na lagoa de Mãe-Bá foram afetadas pela mineradora. Ressaltamos que a análise das concentrações de elementos-traço foi realizada para as duas lagoas e que a análise da qualidade da água, testes de MN e ensaio cometa foram realizados apenas para Mãe-Bá.

Figura 1 - Localização da lagoa de Mãe-Bá no estado do Espírito Santo, Brasil.



Fonte: o autor.

2.2. Análise da qualidade da água

Foi analisada a qualidade da água 204 amostras coletadas em 17 pontos amostrais da lagoa Mãe-Bá de janeiro a dezembro de 2015 (Figura 1).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total (FT), ortofosfato (OF), nitrogênio total (NT), dureza (DUZ) e alcalinidade total (ALQ) das amostras de água foram determinadas. As amostras foram coletadas em garrafas de polietileno de 1 L a uma lâmina d'água de 10 cm, e as garrafas foram mantidas em caixa térmica com gelo por 3 h durante o trânsito do local de estudo até o Laboratório de Ecologia Aquática e Produção de Plâncton do Instituto Federal de Espírito Santo, Campus Alegre. A preparação, coleta e armazenamento das amostras para as análises DBO, OF, DUZ e ALQ foram conduzidas seguindo as diretrizes do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Guidelines (APHA., 2005). As concentrações de NT e FT foram determinadas de

acordo com as recomendações experimentais de Valderrama (1981) (VALDERRAMA, 1981).

A temperatura (TEMP), porcentagem de oxigênio dissolvido (POD), oxigênio dissolvido (OD), condutividade (COND) e potencial de hidrogênio (pH) foram medidos no local usando uma sonda multiparâmetros YSI Professional Plus imediatamente após a coleta da amostra e transparência (TRA) foi medido com um disco de Secchi.

2.3. Análise de elementos-traço em sedimentos

Amostras de sedimentos (N = 114) foram coletadas durante o verão, outono, inverno e primavera de 2015 nas três regiões da lagoa Mãe-Bá e da lagoa referência (Nova Guarapari).

As amostras foram coletadas usando uma draga de aço inoxidável Peterson; posteriormente, as amostras de 50 g foram armazenadas em frascos de polietileno e refrigeradas a 4 ± 2 °C. A coleta e o armazenamento de amostras seguiram as diretrizes de o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater Guidelines (APHA., 1998).

2.3.1. Determinação de Matéria Orgânica Sedimentar (MO) (Loss on Ignition Calcination Method)

A determinação de matéria orgânica do sedimento foi realizada nos sedimentos utilizados para a avaliação dos níveis de elementos-traço. Para isso, uma porção de 300 g de sedimento foi armazenada em frascos de polietileno e mantidos refrigerados a $4 \text{ °C} \pm 2 \text{ °C}$ por 24h e em seguida 4 g (precisão 0.0001g) de amostra previamente homogeneizada, foi seca à 105 °C e levada à mufla por 5 h a 500 °C. Posteriormente, as amostras foram resfriadas à temperatura ambiente em um dessecador, e em seguida foram pesadas novamente. O teor de matéria orgânica foi obtido por meio da diferença entre o peso inicial (4 g) e o peso final, adaptado de (DAVIES, 1974).

2.3.2. Preparação de amostras de sedimentos para determinação de elementos-traço

As amostras de sedimento foram secas em estufa com circulação de ar a 60 °C até atingir peso constante, e então foram maceradas e homogeneizadas usando um almofariz e pilão de porcelana diferente para cada amostra para evitar contaminação cruzada. O equipamento foi limpo e descontaminado antes do uso (APHA., 1998).

Após a maceração, o sedimento foi peneirado manualmente com uma peneira de malha <63 µm feita de 100% nylon PA66; posteriormente, amostras de sedimento de 500 mg foram armazenadas em tubos de criopreservação a -4 °C para análise posterior.

2.3.3. Preparação de amostra

As concentrações de cromo (Cr), níquel (Ni), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), manganês (Mn), cobalto (Co), ferro (Fe), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e zinco (Zn) foram determinados usando o método 3051A (USEPA, 2007) transferindo aproximadamente 500 mg (precisão de 0,0001 g) de cada amostra de sedimento para um frasco de digestão em um forno de micro-ondas.

Subsequentemente, adicionaram-se 9,0 ml de ácido nítrico (Merck® 65% PA) e 3,0 ml de ácido clorídrico (Merck® 65% PA). A solução foi deixada em repouso por 15 min com a tampa aberta em uma capela com sistema de exaustão de gases. Os frascos foram então selados e mantidos no forno de micro-ondas por 40 minutos a aproximadamente 172°C usando 650-1000 W de potência e uma pressão aproximada de 130 psi.

Após o período de reação, os frascos foram resfriados e posteriormente abertos na capela com o sistema de exaustão de gases. O conteúdo do frasco foi transferido para tubos cônicos de polipropileno estéreis, que foram preenchidos até a marca de 25 ml com água ultrapura Milli-Q® e armazenados sob refrigeração até posterior análise de absorção atômica. Duas amostras em branco foram preparadas para cada série de 10 amostras.

2.3.4. Determinação de elementos-traço e controle de qualidade

Os níveis dos elementos-traço foram determinados por ICP-OES (Optima 3300 DV, PerkinElmer) com argônio de alta pureza (>99,995%); uma quantidade de 1000 mg L⁻¹ de solução padrão multielementar (Sigma-Aldrich®) foi usada para construir a curva de calibração. O limite de detecção (LOD) e o limite prático de quantificação (PLOQ) foram calculados usando brancos preparados durante o procedimento de digestão. Os valores de PLOQ e LOD foram calculados usando a inclinação da curva de calibração (SKOOG; HOLLER; CROUCH, 2007). Um fator de diluição foi usado para determinar o PLOQ. A análise foi controlada pela qualidade usando uma amostra certificada ERM-CC141—solo franco (elementos vestigiais) e 2 amostras foram digeridas para cada série de 10 amostras. A taxa de recuperação calculada para cada metal variou entre 86 e 119% (Tabela 1), o que é considerado satisfatório para o método 3051A (GUEVARA et al., 2018) nas condições de operação para LOD e PLOQ. As taxas de recuperação são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1. Comprimento de onda, limite de detecção (LOD), quantificação (PLOQ) e porcentagem de recuperação de material de referência certificado de sedimento (ERM-CC141—solo franco) para Cr, Ni, Cd, Pb, Co e Zn.

Elementos	Comprimentos de onda	LOD	PLOQ	Recovery
	nm	µL L ⁻¹	mg kg ⁻¹	%
Cr	267.71	2.34	0.47	119
Ni	231.60	6.62	0.92	89
Cd	214.44	0.64	0.13	86
Pb	220.35	0.68	0.18	102
Co	228.61	2.02	0.20	101
Zn	213.85	3.24	0.65	88
Mn	259.37	0.32	0.06	102

Notas: Limite de detecção (LOD): $3 \sigma (tg \alpha)^{-1}$. Limite prático de quantificação (PLOQ) = LOD × fator de diluição (FD). % Recuperação = (valor recuperado/valor certificado) × 100.

Fonte: o autor.

2.4. Análise de genotoxicidade

2.4.1. Coleta de Peixes

Os efeitos genotóxicos das ações antrópicas na lagoa Mãe-Bá foram avaliados em três espécies de peixes (todos onívoros): *Astyanax bimaculatus*, *Geophagus brasiliensis* e *Oreochromis niloticus* (Tabela 2). Esses peixes foram encontrados em todos os pontos de coleta da lagoa (Figura 1). No total, 113 peixes foram coletados e analisados. A coleta de peixes foi autorizada pelo SISBIO (nº 40278-4 e 40278-5) e pelo Comitê de Ética no Uso de Animais (nº 304/2013) para seis pontos nas regiões sul, central e norte da lagoa de Mãe-Bá.

A coleta dos espécimes ocorreu entre janeiro e setembro de 2015 por 48 h em cada ponto de amostragem; as redes eram inspecionadas todas as manhãs. Apenas peixes vivos foram coletados, embalados e transportados em sacos plásticos (preenchidos com água do local de coleta e oxigênio medicinal) até o local da área da pesquisa.

Tabela 2 - Número de espécies de peixes amostradas em cada local da lagoa Mãe-Bá.

Local/Espécies	<i>A. bimaculatus</i>	<i>G. brasiliensis</i>	<i>O. niloticus</i>
Sul	27	5	9
Centro	27	3	7
Norte	22	9	4

Fonte: o autor.

2.4.2. Preparação de amostra

Os peixes coletados foram mantidos nos sacos por no máximo 2 h e foram então transferidos para um aquário contendo 4 L de água. Para sedação, 200 mg L⁻¹ de eugenol foram adicionados a 20 ml de solução alcoólica (DIEMER et al., 2012).

Após a sedação, 0,5 ml de sangue foi extraído de cada peixe por punção intracardíaca com uma seringa de 3 ml contendo 0,2 ml de anticoagulante EDTA, e

as amostras de sangue foram armazenadas em tubos de criopreservação de 2 ml e conservadas em gelo para o teste MN e ensaio cometa. Por fim, os animais foram eutanasiados seguindo os protocolos do Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA) e a Resolução 1000/2012 do Conselho Federal de Medicina Veterinária (Conselho Federal de Medicina Veterinária (CFMV)).

2.4.3. Teste de micronúcleo

Os micronúcleos foram identificados e classificados de acordo com Grisolia (2002) e Grisolia e Cordeiro (2000). Para isso, algumas gotas de uma amostra de sangue coletada foram transferidas para uma lâmina de vidro para preparar dois esfregaços de sangue. Os esfregaços foram deixados para secar e as lâminas foram submetidas a um banho de 30 min de metanol PA (100%) para fixação, coradas com solução de Giemsa a 5% por 40 min, lavadas com água destilada e secas. Posteriormente, as amostras foram observadas ao microscópio óptico com aumento de 400x com 1000 células sanguíneas (eritrócitos) contadas em cada lâmina para quantificar o MN nas células (GRISOLIA, 2002; GRISOLIA; CORDEIRO, 2000).

O teste MN foi usado para determinar a frequência de MN nas três espécies de peixes.

2.4.4. Ensaio Cometa

O ensaio do cometa foi realizado duas vezes usando um método alcalino (pH > 13) e nitrato de prata como corante. De cada lâmina, 100 células foram contadas e classificadas em quatro classes de dano ao DNA: I, sem dano; II, danos menores; III, dano intermediário; e IV, autólise (TICE et al., 2000). No total, 22.600 células foram analisadas.

As classes de dano entre as espécies, regiões e meses foram comparadas por meio de um índice de dano (ID), determinado em Grisolia et al. (2009):

$$DI = \frac{N1+2N2+3N3+4N4}{S/100}$$

onde DI é o índice de dano para o DNA; N1, N2, N3 e N4 são o número de células nas classes de dano 1, 2, 3 e 4, respectivamente; e S é o número de nucleóides analisados.

2.5. Análise estatística

A qualidade da água e as concentrações dos elementos traço nas amostras de sedimentos foram analisadas estatisticamente (software SAS, Edição Universitária) utilizando as parcelas amostrais (regiões sul, centro e norte da lagoa Mãe-Bá) como parcelas principais. Os dados foram analisados por medidas repetidas e, no caso de interações significativas, as médias foram divididas pelo tempo. As médias foram comparadas pelo teste de Tukey em $p < 0,10$. Nesta análise, um local adicional foi incluído como grupo controle. A lagoa de Nova Guarapari é uma lagoa que não recebe rejeitos da atividade minerária e foi utilizada como controle para os elementos-traço.

Verificado a interação entre espécies de peixes (*A. bimaculatus*, *G. brasiliensis*, *O. niloticus*), regiões (sul, centro, norte) e datas (janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho, julho, agosto, setembro) no teste de micronúcleo, índice de dano ao DNA e classes de dano (I, II, III, IV) avaliadas pelo ensaio cometa, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis. Para o teste MN, foram analisadas 2000 células por peixe, e para o ensaio cometa, 200 células por peixe.

3 RESULTADOS

3.1 Qualidade da água

Os parâmetros físico-químicos da água da lagoa Mãe-Bá são mostrados na Figura 2.

Embora os resultados anuais tenham sido semelhantes entre as três regiões, o teste de Tukey mostrou diferenças estatisticamente significativas entre as regiões para cada mês ($p < 0,1$).

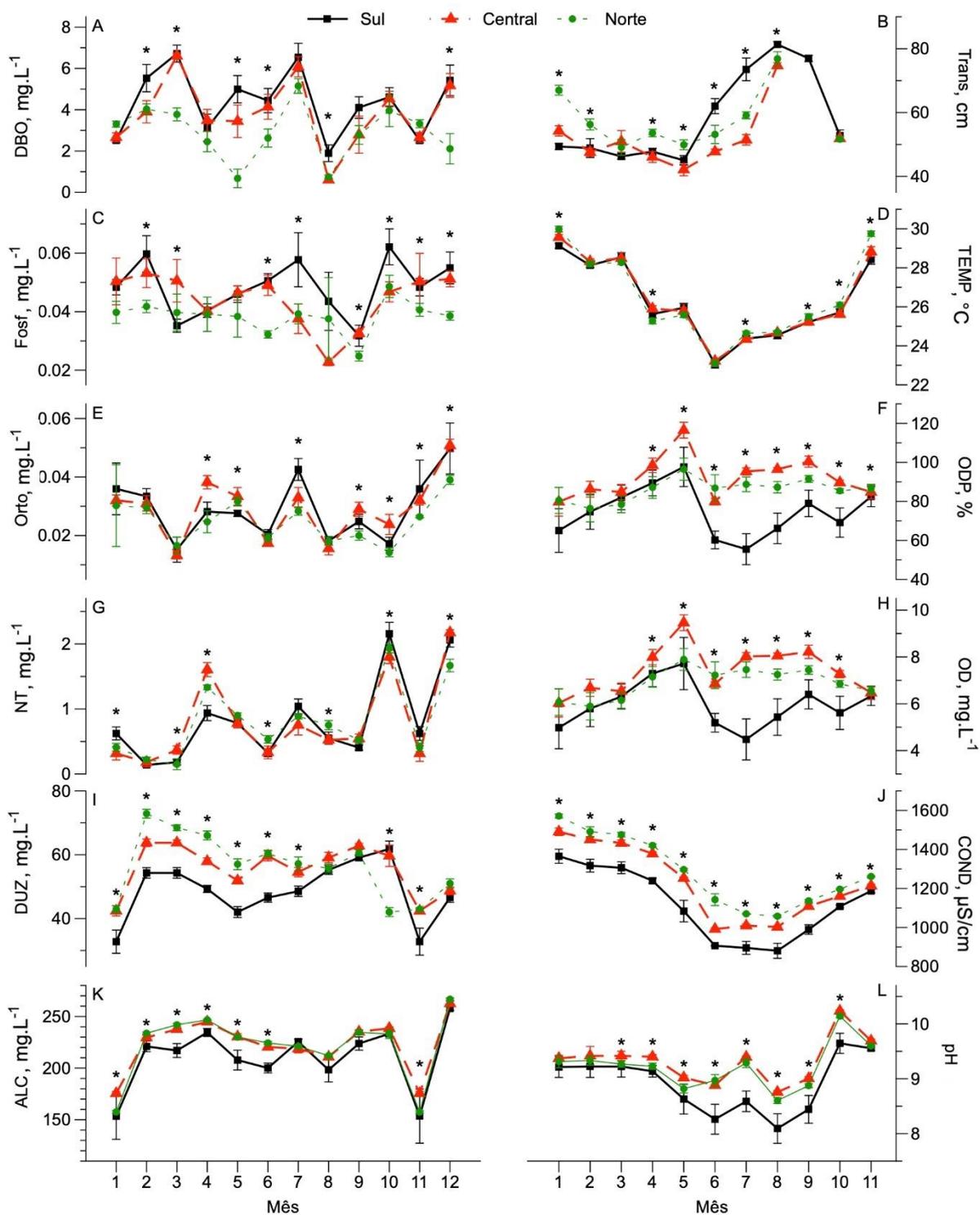
3.2. Concentrações de elementos-traço no sedimento

As concentrações de elementos-traço no sedimento coletado nas lagoas Mãe-Bá e Nova Guarapari foram semelhantes, não sendo observadas diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p < 0,1$); entretanto, foram observadas diferenças nos teores de Pb, Mn, Co, K e MO nas três regiões das duas lagoas (Tabela 3).

As concentrações de Pb na Nova Guarapari e na região sul de Mãe-Bá foram elevadas, diferindo das demais regiões, que apresentaram baixas concentrações de Pb.

O teor de MO na região central da lagoa Mãe-Bá apresentou as maiores diferenças entre os locais de estudo devido aos efluentes domésticos contendo alta proporção de matéria orgânica lançada pela empresa de esgoto. O Mn apresentou comportamento semelhante a MO, com a região central obtendo maior valor e sendo estatisticamente diferente das demais regiões. Maiores concentrações de Co foram observadas nas regiões central e norte da lagoa Mãe-Bá.

Figura 2 - Parâmetros físico-químicos da água nas regiões sul, central e norte da lagoa Mãe-Bá em (1) janeiro, (2) fevereiro, (3) março, (4) abril, (5) maio, (6) junho, (7) julho, (8) agosto, (9) setembro, (10) outubro, (11) novembro e (12) dezembro. * O teste de Tukey mostrou diferenças estatisticamente significativas entre as regiões durante cada mês ($p < 0,1$).



Fonte: o autor.

3.3 Genotoxicidade

De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, não houve diferenças estatísticas ($p < 0,05$) observadas entre as espécies de peixes e regiões que foram observadas durante o teste de genotoxicidade (teste de micronúcleo), e achados semelhantes foram determinados para o índice de dano e classes de dano ao DNA durante o ensaio do cometa (Tabelas 4 e 5). Mesmo assim, a maior frequência de dano celular foi observada nas classes de dano II e IV nas três espécies de peixes e nas três regiões estudadas.

De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, não houve diferenças significativas com base no teste de micronúcleo ($p < 0,05$) durante os meses estudados. No entanto, ao comparar os resultados entre os meses pelo ensaio do cometa, observamos diferença estatística ($p < 0,05$) pelo teste de Kruskal-Wallis; nos meses de maio, agosto e setembro, encontramos o maior percentual de danos classe IV, o que conseqüentemente aumentou o índice de danos nesses meses. Janeiro, março e abril foram os meses com os menores valores de índice de danos (Tabela 6).

Tabela 3 - Média e desvio padrão das concentrações de elementos-traço ($\text{mg kg}^{-1} \pm \text{SD}$ de peso seco) nas regiões sul, central e norte das lagoas Mãe-Bá e Nova Guarapari (referência) e o percentual de matéria orgânica (MO) no sedimento.

Elementos- traço	p -Valor	Região Sul (N = 30)	Região Central (N = 30)	Região Norte (N = 30)	Lagoa Nova Guarapari (N = 24)	CONAMA nº 454		MacDonald et al. (2000)
						(Level 1) ¹	(Level 2) ²	
Cr	0.260	59.62 ± 15.517	13.52 ± 24.611	64.95 ± 13.679	69.51 ± 15.260	37.3	90.00	111.00
Ni	0.347	29.65 ± 10.482	3.89 ± 16.625	31.27 ± 9.240	39.57 ± 10.308	18.00	35.90	48.60
Cd	0.284	0.02	0.02	0.00	0.01	0.60	3.50	4.98
Pb	0.006	2.76ab ± 0.340	1.14c ± 0.539	2.37b ± 0.300	3.36a ± 0.334	35.00	91.30	128.00
Cu	0.047	3.81 ± 0.294	3.06 ± 0.466	4.50 ± 0.259	4.10 ± 0.289	35.7	197.00	149.00
Mn	0.038	38.84b ± 4.600	60.55a ± 7.296	36.45b ± 4.055	39.19b ± 4.523	-	-	-
Co	0.007	0.75b ± 0.108	0.97a ± 0.172	1.25a ± 0.095	0.88b ± 0.107	-	-	-
Fe	0.001	13945 ± 1080	22303 ± 1080	18990 ± 1080	21168 ± 1080	-	-	-
K	0.062	358.15a ± 34.910	181.47b ± 55.370	286.95a ± 30.774	306.96a ± 34.330	-	-	-
Ca	0.200	623.77 ± 70.755	861.06 ± 112.220	590.57 ± 62.375	676.79 ± 69.582	-	-	-
Mg	0.141	686.67 ± 77.134	358.48 ± 122.340	532.08 ± 67.998	551.49 ± 75.855	-	-	-
Zn	0.412	9.08 ± 0.865	9.71 ± 1.373	9.20 ± 0.763	10.89 ± 0.851	123.00	315.00	459.00
OM	0.001	14.98c ± 2.090	59.16a ± 3.315	20.54b ± 1.842	19.63bc ± 2.055	-	-	-

¹ Nível 1, limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos na biota. ² Nível 2, limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos sobre a biota. 3 Diretrizes numéricas de qualidade de sedimentos (SQGs) para ecossistemas de água doce. Letras diferentes entre colunas na mesma linha indicam diferenças significativas ($p < 0,1$) conforme determinado pelo teste de Tukey.

Fonte: o autor.

Tabela 4 - Teste de micronúcleo e índice de dano ao DNA avaliado pelo ensaio cometa para todas as espécies estudadas (média \pm DP).

Espécies/Teste	Teste						N
	Micronúcleo (‰)	Índice de Dano	Classe I (%)	Classe II (%)	Classe III (%)	Classe IV (%)	
<i>A. bimaculatus</i>	0.64 \pm 1.028	151.78 \pm 42.305	7.28 \pm 15.573	30.94 \pm 33.133	12.64 \pm 15.249	49.12 \pm 39.226	76
<i>G. brasiliensis</i>	0.18 \pm 0.393	139.91 \pm 44.263	10.21 \pm 24.246	38.09 \pm 36.294	13.38 \pm 18.626	38.32 \pm 36.029	17
<i>O. niloticus</i>	0.40 \pm 0.400	135.49 \pm 46.510	10.10 \pm 21.222	44.25 \pm 38.987	12.22 \pm 17.153	33.92 \pm 38.323	20
p-Valor*	0.179	0.372	0.781	0.428	0.733	0.217	

* Kruskal–Wallis teste.

Fonte: o autor.

Tabela 5 - Teste de micronúcleo e índice de dano ao DNA avaliado pelo ensaio cometa de três regiões monitoradas da lagoa Mãe-Bá (média \pm DP).

Região/Teste	Teste						N
	Micronúcleo (‰)	Índice de Dano	Classe I (%)	Classe II (%)	Classe III (%)	Classe IV (%)	
Sul	0.63 \pm 1.000	139.55 \pm 46.311	12.55 \pm 23.711	34.52 \pm 35.135	15.17 \pm 16.979	38.00 \pm 36.800	41
Centro	0.50 \pm 0.816	149.71 \pm 46.009	7.99 \pm 17.638	34.20 \pm 37.204	8.11 \pm 13.624	49.68 \pm 41.838	37
Norte	0.43 \pm 0.850	153.21 \pm 36.795	3.40 \pm 5.650	34.37 \pm 32.615	14.59 \pm 16.472	47.63 \pm 37.702	35
p-Valor *	0.398	0.355	0.137	0.841	0.079	0.336	

* Kruskal–Wallis teste.

Fonte: o autor.

Tabela 6- Teste de micronúcleo e índice de dano ao DNA avaliado pelo ensaio cometa durante os meses em que a Lagoa Mãe-Bá foi monitorada (média \pm DP).

Data/Teste	Teste						N
	Micronúcleo (%)	Índice de Dano	Classe I (%)	Classe II (%)	Classe III (%)	Classe IV (%)	
1	0.34 \pm 0.598	109.31a \pm 39.871	30.03e \pm 34.707	36.84cd \pm 26.926	17.59bc \pm 19.387	15.531ab \pm 26.478	16
2	0.65 \pm 0.964	160.21b \pm 36.305	8.73bcd \pm 17.224	18.26bc \pm 15.658	16.85bc \pm 14.509	56.147cd \pm 30.408	17
3	0.62 \pm 0.866	101.89a \pm 14.719	6.94cde \pm 8.173	85.62e \pm 17.001	4.16a \pm 11.704	3.281a \pm 12.474	16
4	0.46 \pm 1.305	118.15a \pm 33.048	9.58de \pm 12.989	64.87de \pm 33.719	5.21a \pm 10.953	20.333ab \pm 29.562	12
5	0.85 \pm 1.107	190.97cd \pm 11.080	0.10a \pm 0.316	0.80a \pm 0.422	15.75abc \pm 21.888	83.250de \pm 21.959	10
6	0.45 \pm 0.568	159.43bc \pm 32.433	2.77abc \pm 5.811	31.64bcd \pm 25.830	9.54abc \pm 8.493	56.045cd \pm 30.848	11
7	0.92 \pm 0.917	181.46bcd \pm 16.331	0.75ab \pm 1.837	7.67ab \pm 12.148	19.50bc \pm 17.487	72.083cde \pm 23.094	6
8	0.04 \pm 0.144	193.94d \pm 7.358	0.54ab \pm 0.498	3.37a \pm 5.059	3.58ab \pm 6.424	92.458 e \pm 9.969	12
9	0.61 \pm 1.102	155.63b \pm 34.591	2.42ab \pm 4.041	30.23bc \pm 30.211	24.08c \pm 17.124	44.038bc \pm 35.510	13
p Valor	0.162	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	

Letras diferentes na mesma coluna indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) de acordo com o teste de Kruskal-Wallis. (1)

janeiro; (2) fevereiro; (3) março; (4) abril; (5) maio; (6) junho; (7) julho; (8) agosto; (9) setembro

Fonte: o autor.

4 DISCUSSÃO

4.1 Qualidade da água

Os parâmetros físico-químicos das amostras de água variaram significativamente (Figura 2). Resolução CONAMA nº. 357 de 17 de março de 2005, que traz diretrizes ambientais no Brasil, classifica os corpos d'água em três classes de acordo com os padrões de qualidade da água (BRASIL, 2005). Os valores de DBO, FT, OF e NT na lagoa Mãe-Bá variaram significativamente nas regiões 1, 2 e 3, indicando a instabilidade dos problemas ambientais agravados por fatores climáticos.

Em lagoas estuarinas, ventos fortes perturbam facilmente os sedimentos (BENINCÁ et al., 2012). Além disso, a sedimentação primária pode influenciar os níveis de poluição (RANK; JENSEN; JESPERSEN, 2005), consequentemente aumentando a eutrofização dos corpos d'água devido à maior disponibilidade de nutrientes. No entanto, o aporte pode aumentar os níveis de DBO e FT em lagoas rasas sem hipolímnio, o que pode levar a mudanças bruscas de DBO e FT (Figura 2) e outros parâmetros físico-químicos aquáticos devido à ressuspensão de sedimentos causada pela forte influência do vento nas lagoas costeiras.

4.2 Concentrações de elementos-traço em sedimentos

As concentrações crescentes de elementos-traço na área de estudo não são específicas da lagoa Mãe-Bá, pois outras lagoas têm encontrado problemas semelhantes devido a causas idênticas. Desde o século passado, essas ocorrências têm sido um fenômeno global comum devido a intensos processos antropogênicos (CAO et al., 2020; LI et al., 2020; SARKAR et al., 2015; VIEIRA et al., 2019; ŻARCZYŃSKI; WACNIK; TYLMANN, 2019). Assim, os níveis da maioria dos elementos-traço nesta lagoa foram semelhantes aos relatados em estudos realizados ao redor do mundo (ARAIN et al., 2008; GOPAL; ACHYUTHAN; JAYAPRAKASH, 2017; KAMALA-KANNAN et al., 2008; LI et al., 2020; NIU et al., 2020; NOLI; TSAMOS, 2018; PEREIRA et al., 2008), reforçando a noção de que a contaminação dos recursos hídricos é uma problema global crônico causado por processos naturais e atividades antrópicas, como o lançamento de efluentes

industriais e domésticos, escoamento agrícola, uso da terra ou atividades atmosféricas.

Não encontramos diferenças estatísticas entre as concentrações médias de elementos-traço (Cr, Ni, Cd, Cu, Fe, Ca, Mg e Zn) nas regiões sul, central e norte da lagoa Mãe-Bá (Tabela 3). Isso era esperado porque a lagoa, apesar de seu grande tamanho, é na verdade um único sistema de aquático. No entanto, os elementos-traço podem apresentar pequenas variações de concentração devido às diferenças em sua transferência como resultado de vários fatores, como profundidade da água, composição do sedimento, velocidade do fluxo de água e pH (VIEIRA et al., 2019).

As concentrações de Cd, Pb, Cu, Mn, Fe e Zn na lagoa Mãe-Bá observadas por Pereira et al. (PEREIRA et al., 2008) foram maiores que os do presente estudo, com exceção de Cr e Ni, que foram menores em algumas regiões. Estudos indicam que produtos de limpeza de fontes antrópicas, como sabão em pó, possuem altos níveis de Cd, Zn e Cu (COMBER; GUNN, 1996).

A lagoa Nova Guarapari (referência) apresentou concentrações de elementos-traço semelhantes às da lagoa Mãe-Bá, embora não tenha contato direto com a mineradora. Aumentos significativos nas concentrações de Cr e Ni foram observados na lagoa, indicando uma associação de sua qualidade de água com os efluentes domésticos lançados de áreas urbanas sem tratamento de esgoto (SHAH et al., 2020). No entanto, diferenças significativas entre as concentrações não puderam ser determinadas.

A lagoa de Mãe-Bá não é impactada apenas pelo lançamento de esgoto doméstico não tratado. Estudos anteriores mostraram um aumento nas concentrações de Cr e Ni e de outros metais (Fe, Mn) como resultado do beneficiamento do minério de ferro na região. Isso provavelmente ocorre porque esses elementos-traço apresentaram maiores concentrações nos locais de origem (mineração) em comparação com as concentrações no destino final (lagoa Mãe-Bá) (PEREIRA et al., 2008). A redução gradativa das concentrações de elementos-traço no processo de beneficiamento do minério de ferro se deve aos processos de tratamento realizados pela própria mineradora. Esse processo inicia-se nas minas e chega à Barragem Norte, onde o efluente industrial é lançado na lagoa de Mãe-Bá. Claramente, Co não apresenta relação com Mn e Fe, indicando que sua fonte não está relacionada ao ciclo geoquímico, uma vez que esses elementos aparecem juntos em minerais geogênicos contendo esses elementos. Dentre as fontes

antropogênicas, a fase residual da indústria metalúrgica se destaca como fonte potencial de Co, bem como de Ni e Cr (POZNANOVIĆ SPAHIĆ et al., 2019). Dentro da região de estudo, as regiões próximas à mineradora tendem a apresentar níveis mais baixos de Mn e Co, o que significa que mais estudos sobre as prováveis fontes antrópicas de Co e Mn nos sedimentos da lagoa Mãe-Bá são necessários.

Pereira et al. (2008) mencionaram reduções nas concentrações de Fe, Mn, Cr, Cu e Hg entre os sítios de mineração e a lagoa de Mãe-Bá (PEREIRA et al., 2008). No entanto, eles não mencionaram o Ni, o que explica o aumento significativo de sua concentração neste estudo em relação ao estudo anterior, uma vez que a deposição gradual ocorreu ao longo dos anos, e o Cr, apesar de apresentar uma redução gradual, apresentou a mesma tendência do Ni. Gopal et al. (2017) associaram altas concentrações de Pb e Zn com atividades agrícolas e resíduos sólidos domésticos e efluentes não tratados. Por outro lado, elementos-traço como Cr, Cu, Fe e Mn estão associados à erosão natural do solo (GOPAL; ACHYUTHAN; JAYAPRAKASH, 2017). Todos esses resultados reforçam a ideia de que as fontes potenciais de elementos-traço são de origem antrópica, causando problemas ambientais nos ecossistemas aquáticos. Gostaríamos de enfatizar que todas essas atividades antrópicas ocorrem na área de estudo.

Além da indústria de minério de ferro e das comunidades do entorno, a agricultura, como forma de uso e ocupação do solo, leva à exposição do solo. Fontes agrícolas contribuem para a entrada de elementos-traço na lagoa (NIU et al., 2020) devido à proximidade de fontes antrópicas (CIAZELA; SIEPAK; WOJTOWICZ, 2018).

Concentrações mais baixas de alguns elementos, como Fe, Mn e Co, que são abundantes na crosta terrestre, são encontradas na lagoa de Mãe-Bá (HAVIG et al., 2015); esses valores também são inferiores aos determinados em estudos anteriores (PEREIRA, et al., 2008; ARAIN, et al., 2008; NOLI; TSAMOS, 2018; SARKAR et al., 2015). De acordo com a Resolução CONAMA nº. 454 de 1º de novembro de 2012 (BRASIL, 2012), as concentrações da maioria dos elementos-traço na lagoa de Mãe-Bá estão dentro dos limites permitidos, com exceção de Cr e Ni, que ficaram acima do nível 1 (acima do qual a possibilidade de efeitos adversos sobre a biota é baixa) nas regiões sul e norte, mas abaixo do nível tolerável 2 (acima do qual a possibilidade de efeitos adversos é alta). Assim, de acordo com a legislação, há uma baixa probabilidade de efeitos adversos, como danos

genotóxicos à biota, na lagoa. Ao usar a concentração de efeito provável (PEC) como padrão (MACDONALD; INGERSOLL; BERGER, 2000), a concentração de elementos-traço na lagoa Mãe-Bá está dentro dos padrões aceitáveis (Tabela 3). No entanto, embora esses resultados não indiquem nenhuma ameaça potencial, entendê-los é fundamental, pois servem como base para comparações futuras (NOLI; TSAMOS, 2018).

Por outro lado, altas concentrações de alguns dos elementos encontrados nas lagoas Mãe-Bá e Nova Guarapari, incluindo Ca e Mg, podem ser vantajosas por causa de suas fortes interações com outros elementos. Isso confirma os achados de outros pesquisadores que afirmaram que íons como Ca^{2+} e Mg^{2+} afetam a absorção e toxicidade de elementos-traço devido às suas interações competitivas (WU et al., 2016). Além disso, os íons também afetam a granulometria dessas frações, pelo que os íons mais finos diminuem a biodisponibilidade (CIAZELA; SIEPAK; WOJTOWICZ, 2018). Além disso, estudos anteriores mostraram que um alto teor de ligantes, como carbonatos, diminui ainda mais a baixa biodisponibilidade de elementos-traço na lagoa de Mãe-Bá (PEREIRA et al., 2008).

4.3 Genotoxicidade

As concentrações de elementos-traço na lagoa de Mãe-Bá, com exceção de Cr e Ni em algumas localidades, estavam dentro de faixas aceitáveis (Tabela 2). As concentrações de Cr e Ni nas regiões sul e norte ficaram entre o nível 1 e 2, mostrando uma probabilidade mediana de efeitos adversos sobre a biota, como a bioacumulação, que pode levar ao aumento das concentrações desses elementos em vários níveis tróficos.

Os resultados do teste MN e do ensaio cometa mostraram que os peixes da lagoa Mãe-Bá sofreram danos genotóxicos. Esses resultados foram semelhantes aos de outros estudos que identificaram micronúcleos em ambientes lóticos adjacentes a áreas urbanas (DEUTSCHMANN et al., 2016; FATIMA et al., 2014). No entanto, não foi possível obter uma relação estatística entre as três espécies estudadas, pois possuem níveis tróficos semelhantes, ou entre as três regiões estudadas. Estudo semelhante também não observou diferenças significativas ($p > 0,05$) entre espécies do mesmo nível trófico ou entre as regiões de uma mesma lagoa (GRISOLIA et al., 2009).

Embora o teste de MN e o ensaio cometa sejam excelentes ferramentas para análise de genotoxicidade em células de peixes (DEUTSCHMANN et al., 2016), deve-se ter cuidado na apresentação dos dados, pois os ambientes naturais possuem variáveis que não podem ser controladas ou isoladas, como níveis de elementos-traço, parâmetros físico-químicos da água, e fatores climáticos, quando comparados às condições experimentais. Isso foi observado em nosso estudo devido às diferenças estatisticamente significantes (teste de Kruskal-Wallis, $p < 0,05$) observadas apenas quando comparados os meses estudados, sendo observadas variações tanto no índice de dano quanto nas classes de dano, refletindo as diferenças de fatores climáticos entre meses.

Fatores climáticos, como chuva, diluem diretamente os poluentes, diminuindo assim a frequência das alterações celulares (BENINCÁ et al., 2012). Em outros casos, a chuva contribui para a dispersão da água e a biodisponibilidade de contaminantes (DE ANDRADE BRITO et al., 2012), que alteram a relação entre danos genéticos e diversas matérias orgânicas e os parâmetros microbiológicos da descarga urbana, que também podem ser afetados por fatores sazonais, como precipitação e vento (GUTIÉRREZ; VILLAR; ACUÑA PLAVAN, 2015). Além disso, os danos genotóxicos em peixes também estão correlacionados com o teor de FT (SIMONYAN et al., 2016), que foi encontrado variando na lagoa Mãe-Bá juntamente com a ação do vento. As lagoas são ambientes favoráveis ao florescimento de cianobactérias, que é promovido pelo aporte de fósforo do sedimento, altas temperaturas e condições alcalinas encontradas nesses ambientes (FERNANDES et al., 2009).

Diferenças sazonais anuais na temperatura da água da lagoa Mãe-Bá podem ter influenciado nossos resultados, uma vez que as variações de temperatura e oxigênio já demonstraram afetar as mutações de DNA obtidas de eritrócitos de peixes (*Cyprinus carpio*) e da hemolinfa de mexilhões (*Dreissena polymorpha*). A maior proporção de danos genéticos aos eritrócitos de peixes foi observada no inverno, provavelmente porque a eficiência do reparo celular diminui à medida que a temperatura diminui (PELLACANI et al., 2006). Comportamento semelhante foi observado em peixes marinhos nativos ao longo da costa mediterrânea sudoeste da Turquia; diferenças significativas foram observadas na frequência de grandes MN no verão versus no inverno (ÇAVAŞ; ERGENE-GÖZÜKARA, 2005).

Os resultados da análise ambiental devem ser interpretados com cautela devido ao efeito de variações nos estressores naturais, como temperatura e poluentes antrópicos (BUSCHINI et al., 2003). O teste cometa também deve ser interpretado com cautela, pois detecta efeitos genotóxicos em sentido amplo, e sempre será necessário um teste complementar para determinar o nível de contaminação (MOLESSO et al., 2012). No entanto, resultados anteriores indicam que danos no DNA podem levar à indução de carcinogênese (NOGUEIRA et al., 2010). Tal dano ao DNA está associado ao desenvolvimento anormal, reduções de crescimento e influencia a sobrevivência de embriões, larvas e animais adultos (LEE; STEINERT, 2003)

Ressalta-se também que devemos realizar análises químicas para estimar as fontes poluidoras e o risco para a biota (DE ANDRADE BRITO et al., 2012), pois efluentes industriais e domésticos, bem como processos naturais causam poluição (KAMALA-KANNAN et al., 2008). A ação conjunta de fatores tóxicos específicos e inespecíficos e sua interação podem resultar em toxicidade imprevisível em situações in situ, aumentando ou inibindo sua toxicidade (DE LA TORRE; SALIBIÁN; FERRARI, 2007). A lagoa de Mãe-Bá, estudada na presente pesquisa, é um exemplo desse ecossistema sob forte pressão antrópica devido às atividades industriais e domésticas. Mesmo havendo baixa biodisponibilidade de elementos-traço no ambiente para a biota aquática, como é o caso da lagoa de Mãe-Bá (PEREIRA et al., 2008), outros tipos de danos além da bioacumulação também podem ocorrer, como danos genéticos, prejudicando as populações de certas espécies a longo prazo.

5 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo indicam que a qualidade ambiental da lagoa Mãe-Bá é ruim e que isso pode ser atribuído às atividades humanas, bem como às características ambientais naturais. As concentrações dos elementos-traço Cr e Ni no sedimento da lagoa ultrapassaram os níveis permitidos. A mineradora não foi identificada como fonte primária desses elementos, pois também foram observadas altas concentrações na lagoa utilizada como referência (Nova Guarapari). Os peixes da lagoa de Mãe-Bá sofreram danos genotóxicos; no entanto, não foi possível identificar as fontes desses danos devido à presença de inúmeros agentes poluidoras.

A baixa biodisponibilidade de elementos-traço em um recurso hídrico não indica boa qualidade ambiental, pois existem outras formas importantes de danos que devem ser analisadas além da biodisponibilidade de elementos no meio ambiente.

Os ambientes naturais compreendem múltiplos fatores que podem causar genotoxicidade em peixes, mesmo que esses agentes ocorram naturalmente, com ou sem ações antrópicas. Este último, mesmo que ocorra abaixo dos limites permitidos, pode causar danos genotóxicos em peixes.

Há necessidade de mais estudos sobre a qualidade ambiental da água em ecossistemas lacustres, pois recursos hídricos saudáveis e seguros são essenciais para o crescimento e desenvolvimento da vida aquática. No entanto, uma abordagem multidisciplinar é evidentemente necessária em estudos envolvendo ecotoxicologia para desenvolver estratégias de conservação.

REFERÊNCIAS

- APHA. Standard Methods for the examination of water and wastewater, 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Washington. 1998.
- APHA. Standard Methods for the examination of water and wastewater, 21st ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Washington. 2005.
- ARAIN, M. B. et al. Total dissolved and bioavailable elements in water and sediment samples and their accumulation in *Oreochromis mossambicus* of polluted Manchar Lake. **Chemosphere**, v. 70, n. 10, p. 1845–1856, fev. 2008.
- BENINCÁ, C. et al. Chronic genetic damages in *Geophagus brasiliensis* exposed to anthropic impact in Estuarine Lakes at Santa Catarina Coast-Southern of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 4, p. 2045–2056, 2012.
- BONASSI, S. et al. An increased micronucleus frequency in peripheral blood lymphocytes predicts the risk of cancer in humans. **Carcinogenesis**, v. 28, n. 3, p. 625–631, 2007.
- BRASIL – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, D.F., p. 27, 2005.
- BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. 2012
- BÜCKER, A.; CARVALHO, W.; ALVES-GOMES, J. A. Avaliação de mutagenicidade e genotoxicidade em *Eigenmannia virescens* (Teleostei: Gymnotiformes) exposta a benzeno. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 92, p. 357–364, 2006.
- BUSCHINI, A. et al. Effects of temperature on baseline and genotoxicant-induced DNA damage in haemocytes of *Dreissena polymorpha*. **Mutation Research**, v. 537, n. 1, p. 81–92, 2003.
- CAO, Y. et al. Regime shifts in shallow lake ecosystems along an urban-rural gradient in central China. **Science of the Total Environment**, v. 733, p. 139309, 2020.
- CARNEY ALMROTH, B. et al. Oxidative stress, evident in antioxidant defences and damage products, in rainbow trout caged outside a sewage treatment plant. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 70, n. 3, p. 370–378, 2008.
- ÇAVAŞ, T.; ERGENE-GÖZÜKARA, S. Micronucleus test in fish cells: A bioassay for in situ monitoring of genotoxic pollution in the marine environment. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 46, n. 1, p. 64–70, 2005.

- CIAZELA, J.; SIEPAK, M.; WOJTOWICZ, P. Tracking heavy metal contamination in a complex river-oxbow lake system: Middle Odra Valley, Germany/Poland. **Science of the Total Environment**, v. 616–617, p. 996–1006, 2018.
- COMBER, S. D. W.; GUNN, A. M. Heavy Metals Entering Sewage-Treatment Works from Domestic Sources. **Water and Environment Journal**, v. 10, p. 137–142, 1996.
- DAVIES, B. E. Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, v. 38, n. 1, p. 150–151, 1974.
- DE ANDRADE BRITO, I. et al. Monitoring water quality in reservoirs for human supply through multi-biomarker evaluation in tropical fish. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 14, n. 2, p. 615–625, 2012.
- DE LA TORRE, F. R.; SALIBIÁN, A.; FERRARI, L. Assessment of the pollution impact on biomarkers of effect of a freshwater fish. **Chemosphere**, colocar nos metais, v. 68, n. 8, p. 1582–1590, 2007.
- DEUTSCHMANN, B. et al. Longitudinal profile of the genotoxic potential of the River Danube on erythrocytes of wild common bleak (*Alburnus alburnus*) assessed using the comet and micronucleus assay. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 1441–1449, 2016.
- DIEMER, O. et al. Eugenol as anesthetic for silver catfish (*Rhamdia voulezi*) with different weight. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, n. 4, p. 1495–1500, 30 ago. 2012.
- FASULO, S. et al. A multibiomarker approach in *coris julis* living in a natural environment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, n. 7, p. 1565–1573, 2010.
- FATIMA, M. et al. Assessment of genotoxic induction and deterioration of fish quality in commercial species due to heavy-metal exposure in an urban reservoir. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 67, n. 2, p. 203–213, 2014.
- FENECH, M et al. HUMN project: Detailed description of the scoring criteria for the cytokinesis-block micronucleus assay using isolated human lymphocyte cultures. **Mutation research**, v. 534, n. 1–2, p. 65–75, 10 jan. 2003.
- FENECH, Michael. Cytokinesis-block micronucleus cytome assay. **Nature Protocols**, v. 2, n. 5, p. 1084–1104, maio 2007.
- FERNANDES, V. D. O. et al. Lagoa Mãe-Bá (Guarapari-Anchieta, Es): Um ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? **Oecologia Australis**, v. 13, n. 2, p. 366–381, 2009.
- FLAMMARION, P. et al. Multibiomarker responses in fish from the Moselle River (France). **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 51, n. 2, p. 145–153, 2002.
- GIRI, S. K. et al. Association of GSTM1 and GSTT1 polymorphisms with DNA damage in coal-tar workers. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 20, p. 4465–4469, 2011.
- GOPAL, V.; ACHYUTHAN, H.; JAYAPRAKASH, M. Assessment of trace elements in Yercaud Lake sediments, southern India. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 2, p. 63, 2017.

- GRAHN, E.; KARLSSON, S.; DÜKER, A. Sediment reference concentrations of seldom monitored trace elements (Ag, Be, In, Ga, Sb, Tl) in four Swedish boreal lakes - Comparison with commonly monitored elements. **Science of the Total Environment**, v. 367, n. 2–3, p. 778–790, 2006.
- GRISOLIA, et al. Profile of micronucleus frequencies and DNA damage in different species of fish in a eutrophic tropical lake. **Genetics and Molecular Biology**, v. 32, n. 1, p. 138–143, 2009.
- GRISOLIA. A comparison between mouse and fish micronucleus test using cyclophosphamide, mitomycin C and various pesticides. **Mutation research**, v. 518, n. 2, p. 145–150, 25 jul. 2002.
- GRISOLIA; CORDEIRO, C. M. T. Variability in micronucleus induction with different mutagens applied to several species of fish. **Genetics and Molecular Biology**, v. 23, p. 235–239, 2000.
- GUEVARA, Y. Z. C. et al. Reference values of soil quality for the Rio Doce Basin. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 1–16, 2018.
- GUTIÉRREZ, J. M.; VILLAR, S.; ACUÑA PLAVAN, A. Micronucleus test in fishes as indicators of environmental quality in subestuaries of the Río de la Plata (Uruguay). **Marine Pollution Bulletin**, v. 91, n. 2, p. 518–523, 2015.
- HAVIG, J. R. et al. The behavior of biologically important trace elements across the oxic/euxinic transition of meromictic Fayetteville Green Lake, New York, USA. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 165, p. 389–406, 2015.
- KAMALA-KANNAN, S. et al. Assessment of heavy metals (Cd, Cr and Pb) in water, sediment and seaweed (*Ulva lactuca*) in the Pulicat Lake, South East India. **Chemosphere**, v. 71, n. 7, p. 1233–1240, abr. 2008.
- LACAZE, E. et al. Genotoxicity assessment in the amphipod *Gammarus fossarum* by use of the alkaline comet assay. **Mutation Research**, v. 700, n. 1–2, p. 32–38, 2010.
- LEE, R. F.; STEINERT, S. Use of the single cell gel electrophoresis/comet assay for detecting DNA damage in aquatic (marine and freshwater) animals. **Mutation Research**, v. 544, n. 1, p. 43–64, 2003.
- LI, X. et al. Spatio-temporal variations of sedimentary metals in a large suburban lake in southwest China and the implications for anthropogenic processes. **Science of the Total Environment**, v. 707, p. 135650, 2020.
- MACDONALD, D. D.; INGERSOLL, C. G.; BERGER, T. A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 39, n. 1, p. 20–31, 2000.
- MITCHELMORE, C. L.; CHIPMAN, J. K. DNA strand breakage in aquatic organisms and the potential value of the comet assay in environmental monitoring. **Mutation Research**. [S.l.: s.n.], 1998
- MOORE, J. A. Science as a way of knowing-Evolutionary biology. **Integrative and Comparative Biology**, v. 24, n. 2, p. 467–534, 1984.

- MOESSO, P. et al. The use of cyprinodont fish, *Aphanius fasciatus*, as a sentinel organism to detect complex genotoxic mixtures in the coastal lagoon ecosystem. **Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis**, v. 742, n. 1–2, p. 31–36, 2012.
- NIU, Y. et al. Meta analysis of heavy metal pollution and sources in surface sediments of Lake Taihu, China. **Science of the Total Environment**, v. 700, p. 134509, 2020.
- NOGUEIRA, P. et al. Anchoring novel molecular biomarker responses to traditional responses in fish exposed to environmental contamination. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 5, p. 1783–1790, 2010.
- NOLI, F.; TSAMOS, P. Seasonal variations of natural radionuclides, minor and trace elements in lake sediments and water in a lignite mining area of North-Western Greece. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 13, p. 12222–12233, 2018.
- PASTORINO, P. et al. Accumulation of As, Cd, Pb, and Zn in sediment, chironomids and fish from a high-mountain lake: First insights from the Carnic Alps. **Science of the Total Environment**, v. 729, p. 139007, 2020.
- PELLACANI, C. et al. A battery of in vivo and in vitro tests useful for genotoxic pollutant detection in surface waters. **Aquatic Toxicology**, v. 77, n. 1, p. 1–10, 2006.
- PEREIRA, A. A. et al. Effects of iron-ore mining and processing on metal bioavailability in a tropical coastal lagoon. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, n. 4, p. 239–252, 15 ago. 2008.
- POZNAŃNOVIĆ SPAHIĆ, M. M. et al. Natural and anthropogenic sources of chromium, nickel and cobalt in soils impacted by agricultural and industrial activity (Vojvodina, Serbia). **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 54, n. 3, p. 219–230, 2019.
- RANK, J.; JENSEN, K.; JESPERSEN, P. H. Monitoring DNA damage in indigenous blue mussels (*Mytilus edulis*) sampled from coastal sites in Denmark. **Mutation Research**, v. 585, n. 1–2, p. 33–42, 2005.
- SARKAR, S. et al. History of atmospheric deposition of trace elements in lake sediments, ~1880 to 2007. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 120, n. 4449, p. 5658–5669, 2015.
- SCOTT, G. R.; SLOMAN, K. A. The effects of environmental pollutants on complex fish behaviour: Integrating behavioural and physiological indicators of toxicity. **Aquatic Toxicology**, v. 68, n. 4, p. 369–392, 2004.
- SHAH, R. A. et al. Environmental Risk Assessment of Lake Surface Sediments Using Trace Elements: A Case Study, the Wular Lake. **Journal of the Geological Society of India**, v. 95, n. 2, p. 145–151, 2020.
- SIMONYAN, A. et al. Genotoxicity of Water Contaminants from the Basin of Lake Sevan, Armenia Evaluated by the Comet Assay in Gibel Carp (*Carassius auratus*

gibelio) and Tradescantia Bioassays. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 96, n. 3, p. 309–313, 2016.

SKOOG, D. A.; HOLLER, F. J.; CROUCH, S. R. **Principles of instrumental analysis**. Belmont: Thomson Brooks/Cole. [S.l: s.n.], 2007.

SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: limnological differences through the habitat sequence. **Environmental Limnological Brasiliensia**, v. 26, n. 1, p. 73–88, 2014.

STOLIAR, O. B.; LUSHCHAK, V. I. **Environmental Pollution and Oxidative Stress in Fish**. [S.l: s.n.], 2012.

SUKUMARAN, S.; GRANT, A. Differential responses of sexual and asexual Artemia to genotoxicity by a reference mutagen: Is the comet assay a reliable predictor of population level responses? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 91, p. 110–116, 2013.

TICE, R. R. et al. Single Cell Gel / Comet Assay : Guidelines for In Vitro and In Vivo Genetic Toxicology Testing. **Environmental and molecular mutagenesis**, v. 221, p. 206–221, 2000.

USEPA. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils. n. February, p. 1–30, 2007.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, p. 109–122, 1981.

VARANASI, U. et al. Formation and persistence of benzo[a]pyrene-diolepoxide-DNA adducts in liver of English sole (*Parophrys vetulus*). **Chemico-Biological Interactions**, v. 69, n. 2–3, p. 203–216, 1989.

VENTUROTI, G. P. et al. Phosphorus, total ammonia nitrogen and chlorophyll a from fish cages in a tropical lake (Lake Palminhas, Espírito Santo, Brazil). **Aquaculture Research**, v. 47, n. 2, p. 409–423, 2016.

VENTUROTI, G. P. et al. Variation of limnological parameters in a tropical lake used for tilapia cage farming. **Aquaculture Reports**, v. 2, p. 152–157, 2015.

VIEIRA, L. M. et al. Contamination assessment and prediction of 27 trace elements in sediment core from an urban lake associated with land use. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 4, 2019.

WU, X. et al. A review of toxicity and mechanisms of individual and mixtures of heavy metals in the environment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 9, p. 8244–8259, 2016.

ŻARCZYŃSKI, M.; WACNIK, A.; TYLMANN, W. Tracing lake mixing and oxygenation regime using the Fe/Mn ratio in varved sediments: 2000 year-long record of human-induced changes from Lake Żabińskie (NE Poland). **Science of the Total Environment**, v. 657, p. 585–596, 2019.

ZENG, J. et al. Comparison of metal(loid) concentrations in water, sediments and fish from two large shallow lakes. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 10, n. 6, p. 1209–1218, 17 abr. 2013.

CONCLUSÕES GERAIS

O presente trabalho utilizou técnicas de sensoriamento remoto óptico para caracterizar a morfometria de uma lagoa costeira, além de avaliar a qualidade ambiental deste ecossistema.

Os resultados demonstraram-se satisfatórios ao se realizar a estimativa da profundidade por meio do sensoriamento remoto ótico se comparado com as técnicas batimétricas convencionais, como o uso de GPS conectado a um ecobatímetro. Tais achados viabiliza uma outra forma de se avaliar a morfometria de um recurso hídrico lentic, pois reduz o custo do projeto, tanto na aquisição de equipamentos, quanto na equipe de campo, o que também reduz o risco de acidente pessoal, que por sinal são fatores que acabam inviabilizando os projetos.

Observamos que a técnica de sensoriamento remoto óptico para realizar a estimativa de profundidade nestes ambientes, assim como, qualquer técnica existe pontos positivos quanto os negativos. Entres os pontos positivos que já foram destacados que é a redução de custos, outro ponto importante é que esta técnica aumenta o campo de trabalho, podendo-se analisar um maior número de lagoas, ao mesmo tempo. Outro fator muito importante desta técnica é que podemos trabalhar a batimetria destes recursos, não apenas no tempo presente e sim podemos avaliar sua profundidade no passado. Entre os pontos negativos, destacamos a dificuldade de achar as imagens no tempo determinado, pois estas imagens podem sofrer interferências com o aumento de nuvens dependendo da época do ano, ou mesmo, sofrer interferências devido o estado trófico do recurso hídrico, ou seja, em ambientes totalmente eutrofizados esta técnica não se aplica.

Infelizmente a lagoa Mãe-Bá, assim como tantos outros recursos hídricos no mundo, vem sofrendo uma grande pressão antrópica, entre estas pressões destacamos os efluentes industriais, domésticos e agrícolas. Que por sua vez iram influenciar na qualidade da água e interferir na sobrevivência da biota ali existente. Pois estas ações antrópicas aumentam, a entrada de nutrientes nestes ecossistemas, que podem catalisar processo de eutrofização destes ecossistemas, além da entrada de xenobióticos, que iram interferir no desenvolvimento da biota local. Todos estes agentes estressores destacados anteriormente podem interferir na biota local desde a nível celular, como problemas morfológicos chegando a nível de população e podendo atingir todos o ecossistema envolvido.