

Universidade Federal do Rio de Janeiro
Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação

DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DAS CIANOBACTÉRIAS EM UMA LAGOA
COSTEIRA NO NORTE DO RIO DE JANEIRO (LAGOA IMBOASSICA/MACAÉ)

Lorena Lima Neves Bergamin

2020



DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DAS CIANOBACTÉRIAS
EM UMA LAGOA COSTEIRA NO NORTE DO RIO DE
JANEIRO (LAGOA IMBOASSICA/MACAÉ)

Lorena Lima Neves Bergamin

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, *Campus* UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Valéria de Oliveira Fernandes

Macaé
Junho de 2020

DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DAS CIANOBACTÉRIAS EM UMA LAGOA
COSTEIRA NO NORTE DO RIO DE JANEIRO (LAGOA IMBOASSICA/MACAÉ)

Lorena Lima Neves Bergamin

Orientador: Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

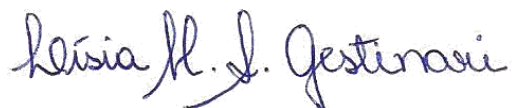
Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Valéria de Oliveira Fernandes

Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, *Campus* UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Aprovada por:

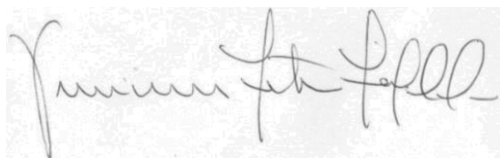


Presidente: Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros



Prof.^a Dr.^a Lísia Mônica de Souza Gestinari

Membro Interno



Prof. Dr. Vinicius Fortes Farjalla

Membro Externo

Macaé

Junho de 2020

FICHA CATALOGRÁFICA

CIP - Catalogação na Publicação

B 732d Bergamin, Lorena Lima Neves
Dinâmica espaço-temporal das cianobactérias em uma lagoa costeira no norte do Rio de Janeiro (lagoa Imboassica/Macaé) / Lorena Lima Neves Bergamin. -- Rio de Janeiro, 2020.
64 f.

Orientador: Marcos Paulo Figueiredo de Barros.
Coorientadora: Valéria de Oliveira Fernandes.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus Macaé Professor Aloísio Teixeira, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, 2020.

1. Cianobactérias. 2. Fitoplâncton. 3. Lagoa costeira. 4. Lagoa Imboassica. I. Barros, Marcos Paulo Figueiredo de , orient. II. Fernandes, Valéria de Oliveira , coorient. III. Título.

RESUMO

DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DAS CIANOBACTÉRIAS EM UMA LAGOA COSTEIRA NO NORTE DO RIO DE JANEIRO (LAGOA IMBOASSICA/MACAÉ)

LORENA LIMA NEVES BERGAMIN

Orientador: Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Coorientadora: Prof.ª Dr.ª Valéria de Oliveira Fernandes

Resumo da dissertação de mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, *Campus* UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo diversos impactos antrópicos devido à ocupação desordenada de suas bacias hidrográficas. Estes impactos são causados principalmente através do lançamento de efluentes sem o tratamento adequado que contribui para a eutrofização artificial desses ambientes. O aporte de nutrientes proveniente desses efluentes favorece a proliferação excessiva de cianobactérias fitoplanctônicas que provocam impactos negativos na qualidade da água, interferindo na balneabilidade, pesca e recreação, por se tratar de organismos potencialmente produtores de toxinas. Neste estudo foi avaliado a estrutura e dinâmica espaço-temporal das cianobactérias fitoplanctônicas relacionando-as principais variáveis limnológicas na lagoa Imboassica, localizada na cidade de Macaé, no norte do estado do Rio de Janeiro. Foram realizadas 12 amostragens compreendendo os anos de 2016 e 2017, em duas estações amostrais, no perfil horizontal da lagoa. Foram analisadas as seguintes variáveis abióticas: pluviosidade mensal, temperatura do ar, velocidade máxima do vento, profundidade, transparência, zona eufótica, temperatura da água, oxigênio dissolvido, salinidade, condutividade elétrica, pH, turbidez, sólidos totais em suspensão, nitrogênio total, fósforo total e ortofosfato. Para avaliar a estrutura e dinâmica espaço-temporal das cianobactérias fitoplanctônicas foram analisadas riqueza e composição taxonômica,

densidade total e de táxons e clorofila *a*. Nos dois anos de estudo, foi registrado o total de 30 táxons de cianobactérias fitoplanctônicas. Esses táxons foram distribuídos em 19 gêneros, 13 famílias e 5 ordens, e dentre esses, 17 são táxons produtores de toxinas. Houve baixa riqueza nos dois anos de estudo e uma elevada densidade de cianobactérias fitoplanctônicas que variaram em escala espacial durante o ano de 2016 e em escala temporal durante o ano de 2017. Durante os dois anos de estudo ocorreu alta concentração de clorofila *a* principalmente nos meses de baixa pluviosidade. As variáveis temperatura do ar, temperatura da água, transparência e salinidade, apresentaram variação temporal, enquanto as variáveis profundidade e sólidos totais em suspensão apresentaram variação espacial. Já as variáveis velocidade do vento, zona eufótica, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, nitrogênio total, fósforo total e ortofosfato apresentaram variação espaço-temporal nos dois anos de estudo. A lagoa Imboassica encontra-se em um elevado grau de eutrofização artificial, provocada por impactos antrópicos, decorrentes da elevada urbanização em seu entorno, devido aos efluentes domésticos e industriais que vem recebendo ao longo dos anos favorecendo as recorrentes florações de cianobactérias tóxicas. Faz-se necessário o monitoramento constante das cianobactérias fitoplanctônicas desse ecossistema, a fim de diminuir os possíveis riscos para a população e os organismos do próprio ecossistema.

Palavras-chave: Cianobactérias, fitoplâncton, lagoa costeira, lagoa Imboassica.

Macaé

Junho de 2020

ABSTRACT

SPACE-TEMPORAL DYNAMICS OF CYANOBACTERIA IN A COASTAL LAGOON IN NORTHERN RIO DE JANEIRO (IMBOASSICA LAGOON/ MACAÉ)

LORENA LIMA NEVES BERGAMIN

Orientador: Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Valéria de Oliveira Fernandes

Abstract da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, *Campus* UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Aquatic ecosystems have been suffering several anthropic impacts due to the disordered occupation of its hydrographic basins. These impacts are mainly caused by the effluent discharge without proper treatment, which contributes to the artificial eutrophication of these environments. The nutrient supplies from this kind of effluents favor the excessive proliferation of phytoplanktonic cyanobacteria that cause negative impacts on water quality, interfering with bathing, fishing and recreation, as they are potentially toxin-producing organisms. In this study, the spatio-temporal structure and dynamics of phytoplanktonic cyanobacteria were evaluated, relating to the main limnological variables in the Imboassica lagoon, located in the city of Macaé, in the north of Rio de Janeiro state. 12 samplings were carried out, comprising the years 2016 and 2017, in two sampling stations, in the horizontal profile of the lagoon. The following abiotic variables were analyzed: monthly rainfall, air temperature, maximum wind speed, depth, transparency, euphotic zone, water temperature, dissolved oxygen, salinity, electrical conductivity, pH, turbidity, total suspended solids, total nitrogen, total phosphorus and orthophosphate. In order to evaluate the structure and spatio-temporal dynamics of phytoplankton cyanobacteria, taxonomic richness and composition, total and tax density and chlorophyll *a* were analyzed. A total of 30 taxa of phytoplankton cyanobacteria were recorded within two years of study. These taxa were distributed in 19 genera, 13 families

and 5 orders, and among these, 17 are toxin-producing taxa. There was low richness within two years of study and a high density of phytoplanktonic cyanobacteria that varied in spatial scale during 2016 and in temporal scale during 2017. During the two years of study, the high concentration of chlorophyll occurs mainly in the months of low rainfall. The variables air temperature, water temperature, transparency and salinity, presented temporal variation, while the depth and total suspended solids variables showed spatial variation. The variables wind speed, euphotic zone, dissolved oxygen, electrical conductivity, turbidity, total nitrogen, total phosphorus and orthophosphate showed space-time variation in the two years of study. The Imboassica lagoon is in a high degree of artificial eutrophication caused by anthropic impacts resulting from the high urbanization in its surroundings due to the domestic and industrial effluents that it has been receiving over the years favoring the recurrent blooms of toxic cyanobacteria. Constant monitoring of the phytoplanktonic cyanobacteria of this ecosystem is necessary, to reduce the possible risks for the population and the organisms of the ecosystem itself.

Keywords: Cyanobacteria, phytoplankton, coastal lagoon, Imboassica lagoon.

Macaé

Junho de 2020

A Deus. Ao Ernane e Enzo.

Desde os tempos antigos ninguém ouviu,
nenhum ouvido percebeu,
e olho nenhum viu outro Deus, além de ti,
que trabalha para aqueles
que nele esperam.

Isaías 64:4

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus toda honra e toda glória, sem a ajuda Dele a conclusão deste sonho não seria possível.

Aos meus pais Acácio e Maria, ao meu esposo Ernane e ao meu querido filho Enzo, as pessoas a quem eu dedico este trabalho. Obrigada por sempre me apoiarem, pela paciência e compreensão nos momentos em que precisei me ausentar para estudar. Amo vocês.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Marcos Paulo Figueiredo de Barros, meu muito obrigada pela oportunidade de trabalhar em sua equipe, pela orientação, pela amizade e todo o ensino.

A minha coorientadora, Prof^a Dr^a Valéria de Oliveira Fernandes por mais uma vez me orientar, por estar sempre disponível em me receber em seu laboratório para reuniões, pela amizade, conselhos e todo o ensino.

A todos meus amigos do Laboratório de Ecologia Aquática do NUPEM, os quais considero parte da minha família, pelo carinho que vocês têm comigo e com minha família, por sempre estarem dispostos a discutir dados, ajudar e comemorar nossas realizações. Magali e Samuenzo vão sentir muita falta da companhia de vocês.

À Maria Silvina e Izabela, pelas inúmeras ajudas nas análises estatísticas e correções da dissertação. Muito obrigada pela amizade de vocês.

Ao Enoque pela companhia, ajuda, amizade e pelo ombro amigo.

Ao João Marcelo pela ajuda nos monitoramentos, ensinamentos e por fazer nossas idas a campo mais divertidas.

Aos membros da banca examinadora, por aceitarem o convite de participar da minha banca de mestrado e contribuir com meu trabalho.

Aos meus amigos de turma de 2017 do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação pelos dias de estudo que compartilhamos juntos e por cada amizade que fiz.

A todos os professores da Universidade Federal do Rio de Janeiro que contribuíram para a minha formação.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. HIPÓTESES	21
3. OBJETIVOS	22
3.1 OBJETIVO GERAL	22
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
4. MATERIAIS E MÉTODOS	23
4.1 ÁREA DE ESTUDO	23
4.2 PERIODICIDADE DE COLETAS E ESTAÇÕES AMOSTRAIS	26
4.3 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS	29
4.4 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS	29
4.4.1 Variáveis limnológicas determinadas em campo	29
4.4.2 Variáveis limnológicas determinadas em laboratório	29
4.5 CIANOBACTÉRIAS FITOPLANCTÔNICAS	30
4.5.1 Amostragem e tratamento das amostras	30
4.5.2 Análise qualitativa - Riqueza e composição taxonômica	30
4.5.3 Análise quantitativa - Densidade total e de táxons.....	31
4.5.4 Quantificação de clorofila <i>a</i>	31
4.6 TRATAMENTO E ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	32
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
5.1 CARACTERIZAÇÃO CLIMATOLÓGICA E LIMNOLOGICA DA LAGOA IMBOASSICA.....	33
5.2 ESTRUTURA E DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DAS CIANOBACTÉRIAS FITOPLANCTÔNICAS	42
6. CONCLUSÕES	56
7. REFERÊNCIAS	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Localização da lagoa Imboassica e delimitação da sua bacia hidrográfica, no norte do Estado do Rio de Janeiro.	24
Figura 02: Vista aérea da lagoa Imboassica, ressaltando a densa ocupação urbana adjacente.	25
Figura 03: Vista aérea da parte frontal da lagoa Imboassica.	25
Figura 04: Registro de eventos náuticos sediados na lagoa Imboassica.	26
Figura 05: Uso da lagoa para lazer e recreação.	26
Figura 06: Vista parcial da estação amostral 01 ($22^{\circ}24'59.91''S$ $41^{\circ}49'10.17''O$) localizado próximo a barra de areia da lagoa.	27
Figura 07: Vista parcial da estação amostral 02 ($22^{\circ}24'24.92''S$ $41^{\circ}49'41.42''O$) localizado na parte central da lagoa.	28
Figura 08: Imagem por satélite da lagoa Imboassica, com indicações das estações amostrais (EA 01 e EA 02) e principais canais de lançamento de efluentes domésticos e industriais (tratados e não tratados) (Canal 01 e Canal 02).	28
Figura 09: Variação dos dados mensais de chuva acumulada e normal climatológica durante o ano de 2016, com destaque em retângulo preto para os meses de coleta.	34
Figura 10: Variação dos dados mensais de chuva acumulada e normal climatológica durante o ano de 2017, com destaque em retângulo preto para os meses de coleta.	34
Figura 11: Análise multivariada em componentes principais (ACP) para ordenação das variáveis abióticas e as estações de amostragem.	41
Figura 12: Contribuição percentual dos gêneros de cianobactérias fitoplanctônicas em termos de riqueza de táxons ao longo do estudo durante o ano de 2016.	43
Figura 13: Contribuição percentual dos gêneros de cianobactérias fitoplanctônicas em termos de riqueza de táxons ao longo do estudo durante o ano de 2017.	44

Figura 14: Variação espaço-temporal da densidade e riqueza das cianobactérias fitoplanctônicas nas duas estações amostrais ao longo dos dois anos de estudo na lagoa Imboassica.	49
Figura 15: Variação espaço-temporal da clorofila- <i>a</i> nas duas estações amostrais ao longo dos dois anos de estudo na lagoa Imboassica.	52
Figura 16: Análise multivariada de correspondência canônica (ACC) para ordenar espacialmente as variáveis abióticas e cianobactérias fitoplactônicas em relação as estações de amostragem (Pontos vermelhos equivalem as coletas do ano de 2017 e os pontos verdes as coletas do ano de 2016).	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Estatística descritiva das variáveis climatológicas nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2016.	35
Tabela 02: Estatística descritiva das variáveis climatológicas nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2017.	35
Tabela 03: Estatística descritiva das variáveis limnológicas referentes à subsuperfície nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2016.	39
Tabela 04: Estatística descritiva das variáveis limnológicas referentes à subsuperfície nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2017.	39
Tabela 05: Lista dos táxons de cianobactérias fitoplanctônicas encontradas na lagoa Imboassica em todo o período de estudo. (* gêneros produtores de cianotoxinas).	42
Tabela 06: Lista dos táxons de cianobactérias fitoplanctônicas encontradas na lagoa Imboassica nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2016 (* gêneros produtores de cianotoxinas).	45
Tabela 07: Lista dos táxons de cianobactérias fitoplanctônicas encontradas na lagoa Imboassica nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2017 (* gêneros produtores de cianotoxinas).	49

1. INTRODUÇÃO

A água é um importante recurso para o suprimento das necessidades diárias dos seres humanos, o que fez com que as populações se estabelecessem às margens dos corpos d'água. Porém, com crescimento acentuado da população e o aumento do consumo da água, os ecossistemas continentais, que são a fonte principal de suprimento de água para a biosfera, estão sob constante impacto antropogênico (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2006), acarretando a redução da disponibilidade de água potável. Os múltiplos usos dos ambientes aquáticos pela população e, os impactos decorrentes da ocupação desordenada de seu entorno, como o lançamento de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, sem tratamento adequado, além dos resíduos sólidos, vem contribuindo para diminuição da qualidade da água nesses ambientes (BERGAMIN, 2016; AZEVEDO, 1998).

A degradação dos ecossistemas aquáticos com o conseqüente aumento da concentração de nutrientes, em especial nitrogênio e fósforo, em rios, represas e lagoas, tem promovido a crescente eutrofização artificial, a qual provoca profundas mudanças qualitativas e quantitativas no meio aquático e aumento da produtividade causando a quebra relativa da estabilidade do ecossistema (homeostasia) (ESTEVES, 2011). Além das conseqüências citadas acima, a eutrofização artificial produz mudanças nas qualidades da água incluindo: a redução da concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água, perda das qualidades cênicas, aumento do custo de tratamento, morte extensiva de peixes e aumento da incidência de florações de microalgas fitoplanctônicas (AZEVEDO, 1998).

O aporte de nutrientes favorece a proliferação excessiva de fitoplâncton, que segundo Reynolds (1984), são microalgas procariontes e eucariontes fotoautótrofas com clorofila *a* e outros pigmentos fotossintetizantes, que vivem suspensas na coluna d'água e que não apresentam locomoção suficiente para vencer os movimentos da água, vivendo principalmente na zona eufótica. A comunidade fitoplanctônica tem sido utilizada como indicadora da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos. Isso ocorre devido à sua rápida resposta as mudanças ocorridas, tais como, aumento da concentração de nutrientes disponível, penetração de luz na coluna d'água e distúrbios ocorridos devido às mudanças bruscas, como entrada de água do mar, promovendo mudança na estrutura da comunidade. A disponibilidade de recursos, especialmente de nutrientes e luz, destaca-se

como o principal fator temporal e espacial que regula as assembleias fitoplanctônicas (MELO; BOZELLI; ESTEVES, 2007). Sendo assim, pesquisas sobre estrutura e função das comunidades fitoplanctônicas assumem papel importante em estudos sobre a dinâmica de ecossistemas lacustres (OLIVEIRA, 2011).

Essa proliferação excessiva do fitoplâncton é comumente chamada de florações (“*blooms*”), sendo as cianobactérias mais frequentes em florações de águas continentais. Essas florações provocam impactos negativos na qualidade da água em termos de odor, cor, sabor, interferindo na balneabilidade, pesca e recreação, por se tratar de organismos potencialmente produtores de toxinas (CARMICHAEL, 1992; FERNANDES *et al.*, 2009; WOOD, 2016), causando sérios problemas econômicos e de saúde pública (CETESB, 2013).

As cianobactérias são importantes produtores primários e desempenham um papel fundamental no funcionamento do ecossistema, fornecendo oxigênio para os microrganismos aeróbicos e convertendo o nitrogênio em formas orgânicas (WOOD, 2016). Por serem organismos que possuem longa história evolutiva, datados há cerca de 3,5 bilhões de anos, adquiriram alta plasticidade e desenvolveram uma série de estratégias para melhor sobreviverem, tais como: capacidade de produção de pigmentos fotossintéticos acessórios, conferindo uma maior eficiência na absorção de luz (possibilidade de assimilar baixa intensidade de luz); capacidade para fixar nitrogênio atmosférico na forma de heterocistos, que permite colonizar ambientes com déficit de nitrogênio; estoque de nutrientes na forma de acinetos que permite sobrevivência quando as condições do meio não são favoráveis; acúmulo de gás em vesículas gasosas ou aerótopos, permitindo ajuste de posição na coluna d’água (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006); adaptação em águas de temperaturas amenas a quentes (em torno de 24°C ou mais); maior capacidade competitiva na absorção de nutrientes; maior velocidade reprodutiva e produção de toxinas (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006; HAVENS *et al.*, 2017).

A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em ecossistemas aquáticos é a capacidade desses microrganismos produzirem e liberarem para a água toxinas que podem afetar a saúde humana, tanto pela ingestão de água como por contato em atividades de recreação no ambiente, ou ainda pelo consumo de pescado contaminado (MOLICA & AZEVEDO, 2009; SOUZA, 2016). As constantes florações aumentam a probabilidade de os humanos ficarem expostos a níveis que podem causar toxicidade aguda (CARMICHAEL, 1992).

Além das florações, a intoxicação por cianobactérias pode ocorrer através da bioacumulação das cianotoxinas na cadeia alimentar dos organismos aquáticos. De acordo com Magalhães *et al.* (2001), o risco de intoxicação por cianotoxinas através da bioacumulação estará relacionado com a quantidade consumida e a intensidade das florações onde peixes e mariscos forem encontrados. Assim, faz-se necessário não só o cuidado com a intoxicação através da água contaminada, mas também através do consumo de pescados de locais contaminados.

As cianotoxinas são armazenadas nas células das cianobactérias e são liberadas na água quando as células se rompem, morrem (WOOD, 2016) e através do próprio controle de seu ciclo circadiano (CORDEIRO-ARAÚJO; BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2012). As causas para a sua produção ainda não estão bem esclarecidas, mas alguns pesquisadores acreditam que as cianotoxinas desempenham funções protetoras contra espécies zooplanctônicas, seus predadores primários – tal como fazem algumas plantas vasculares ao produzir taninos, fenóis, alcaloides ou esteróides – que permite se proteger contra predadores e não apenas como respostas às condições físico-químicas do ambiente (CARMICHAEL, 1992; ALVES, 2005). Um estudo feito com a espécie de zooplâncton *Daphnia magna* comprovou que cianotoxinas podem causar significativa inibição alimentar, o que por sua vez poderia prejudicar o crescimento, a reprodução e a sua sobrevivência (FREITAS *et al.*, 2014). O papel da alelopátia pode ser importante nas mudanças na comunidade planctônica, competição e formação de florações (FIGUEREDO; GIANI; BIRD, 2007).

As cianotoxinas são metabolitos secundários produzidos pelas cianobactérias e seus principais grupos são: as neurotoxinas alcaloides e as hepatotoxinas peptídicas cíclicas (CARMICHAEL, 1992; GOMES, 2011). Neurotoxinas são toxinas que atuam especificamente no sistema nervoso, mesmo em baixa concentração, e agem de diferentes formas em vertebrados levando a morte por paradas respiratórias; as hepatotoxinas agem principalmente no fígado, pelo fato dele concentrar toxinas na tentativa de degradá-las; as dermatotoxinas são toxinas irritantes ao contato com a pele, sendo produzidas por todos os gêneros de cianobactérias (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006) e por último, a citotoxina cilindropermopsina que age inibindo a síntese proteica causando alta toxicidade celular (POMPÊO *et al.*, 2015). Além dessas, alguns gêneros de cianobactérias também podem produzir toxinas irritantes ao contato, que têm sido identificadas como lipopolissacarídeos (LPS), que são encontrados nas membranas celulares de bactérias

gram negativas (MOLICA & AZEVEDO, 2009) e um tipo de citotoxina chamada de cilindrospermopsina que é um alcaloide tricíclico (POMPÊO *et al.*, 2015).

Dentre os aproximadamente 150 gêneros de cianobactérias, 40 estão relacionados com a produção de algum tipo de toxina, sendo que, algumas podem ser tóxicas durante apenas um período do ano, do mês ou da semana (MOLICA & AZEVEDO, 2009), pois possuem capacidade de ativar ou desativar certos genes responsáveis pela produção de toxinas, dependendo das condições ambientais (MEREL *et al.*, 2013). Porém, à medida que novas pesquisas são feitas, tem sido comum a descoberta de produção de toxinas por outros gêneros, ou seja, qualquer cianobactéria pode ser considerada como potencialmente produtora de toxinas (BRASIL, 2015).

Uma das cianobactérias formadoras de florações mais comum nos ecossistemas de água doce é o gênero *Microcystis*. Uma análise global encontrou publicações sugerindo expansão geográfica de *Microcystis*, com florações registradas em pelo menos 108 países, 79 dos quais também relataram a hepatotoxina microcistina (HARKE *et al.*, 2016). O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é ocasionado por hepatotoxinas, que apresentam uma ação mais lenta, podendo causar morte num intervalo de poucas horas a poucos dias (BRASIL, 2003). Devido esta toxicidade, a ocorrência de espécies de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas em ambientes aquáticos precisam ser investigada e monitorada a fim de evitar danos à saúde animal, saúde pública e do próprio ecossistema como um todo (FIGUEIREDO, 2008; FERNANDES *et al.*, 2009).

Um dos ecossistemas aquáticos continentais que mais sofrem com a eutrofização artificial e com florações de cianobactérias são as lagoas costeiras. As lagoas costeiras são definidas como corpos de água fechados, separados do mar por uma barra de areia e ligados ao oceano por um ou mais canais que podem ser fechados de tempos em tempos por depósitos de sedimentos resultantes da ação de ondas e ventos litorâneos (SCHÄFER, 1988; SAAD; BEAUMORD; CARAMASCHI, 2002). Essas lagoas podem ter água doce, salgada ou salobra, são rasas e em geral a zona eufótica alcança o sedimento (ESTEVEES, 2011). Lagoas costeiras neotropicais representam ambientes particularmente ameaçados em função da forte pressão da ocupação desordenada de seu entorno, tipicamente observada nos países em desenvolvimento (ESTEVEES *et al.*, 2008). Esses ambientes enfrentam várias pressões antropogênicas em sua estrutura e funcionamento - como eutrofização, mudanças físicas em seu ambiente, abertura frequente e aleatória de bancos de areia - que limitam seus mecanismos de estabilização e resiliência, fazendo com que

estes ecossistemas percam suas características estruturais e funcionais. (KOZLOWSKY-SUZUKI; BOZELLI, 2004; SETUBAL *et al.*, 2013).

Nas últimas décadas, têm se tornado frequente florações de cianobactérias em lagoas costeiras continentais no estado do Rio de Janeiro. Magalhães *et al.* (2001) relataram a contaminação de microcistina em peixes após florações de cianobactérias e Gomes (2011) fez um estudo ecofisiológico de cianobactérias formadoras de florações, ambos estudos na lagoa de Jacarepaguá. Domingos *et al.* (2012) fizeram levantamento de 10 anos de monitoramento e constataram eventos de mortandade de peixes associados a florações na lagoa Rodrigo de Freitas. Oliveira *et al.* (2011) constataram a presença de microcistina durante eventos de florações de microalgas na lagoa de Araruama. Devido à frequência com que essas florações tóxicas estão ocorrendo em lagoas costeiras é essencial compreender os possíveis impactos para gerenciá-las efetivamente.

No norte do estado do Rio de Janeiro, entre as cidades de Macaé e Rio das Ostras encontra-se a lagoa Imboassica, a qual vem sendo monitorada há aproximadamente 25 anos pelo Laboratório de Limnologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (FERREIRA *et al.*, 2019). Dentre as últimas décadas, a lagoa se encontra em processo de eutrofização artificial avançado, decorrente de lançamentos de efluentes domésticos e industriais tratados e não tratados, acarretando inúmeros casos de mortandade de peixes e florações de cianobactérias (FERREIRA *et al.*, 2019). Sabe-se que o enriquecimento das águas com nutrientes provenientes de efluentes urbano, agropastoris e industriais, ricos em nitrogênio e fósforo é considerado a principal causa da ocorrência de florações de cianobactérias (MOLICA & AZEVEDO, 2009).

Através do monitoramento de longa data, foi possível classificar a lagoa Imboassica como um corpo hídrico predominantemente salobro (FERREIRA *et al.*, 2019), sendo esse alto gradiente de salinidade devido à abertura artificial da barra arenosa que separa a lagoa do ambiente marinho. Ao longo dos anos esse ecossistema aquático vem enfrentando uma abertura artificial de sua barra arenosa, que é um processo comum usado para diminuir os efeitos negativos da eutrofização (SANTOS *et al.*, 2006), mas que ocasiona diversas consequências como diminuição da lâmina d'água, exposição das áreas litorâneas, aumento da salinidade, invasão de espécies marinhas, morte de macrófitas aquáticas, mudanças na comunidade fitoplanctônica, além de mortandade de peixes devido à mudança brusca de salinidade (MELO, 2001; SUZUKI *et al.*, 2002; ROCHA; ESTEVES; SCARANO, 2004).

Dada a problemática relacionada a lagoa Imboassica, faz-se necessário o estudo e o monitoramento das cianobactérias da comunidade fitoplanctônica, principalmente relacionando-as às mudanças na composição, dominância de espécies tóxicas, quais os fatores ambientais que explicam a variação espaço-temporal e, assim, contribuir para o conhecimento da estrutura e dinâmica nesse ecossistema.

2. HIPÓTESES

- A densidade de cianobactérias varia em escala espacial devido à entrada de efluentes não tratados por canais de drenagem que desaguam na lagoa e em escala temporal em função do aumento da salinidade resultante da abertura de barra da lagoa.
- A comunidade de cianobactérias fitoplanctônica é dominada pelo gênero *Microcystis* devido às altas concentrações de fósforo e nitrogênio presentes na lagoa.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a estrutura e dinâmica espaço-temporal das cianobactérias fitoplanctônicas e relacionar às principais variáveis limnológicas em uma lagoa costeira no norte do Rio de Janeiro (Lagoa Imboassica/Macaé).

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a estrutura da comunidade de cianobactérias fitoplanctônicas em um ciclo bianual e em duas estações amostrais através dos seguintes atributos: riqueza de táxons, densidade e clorofila-*a*;
- Analisar a dinâmica das cianobactérias correlacionando-as às principais variáveis limnológicas;
- Identificar a ocorrência de cianobactérias potencialmente produtoras de toxina.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica da lagoa Imboassica (BHLI) faz parte da Região Hidrográfica VIII do Estado do Rio de Janeiro, pertencente à Região Hidrográfica Atlântico Sul do Brasil (BARRETO, 2009). A urbanização da BHLI teve início no começo da década de 1980, acentuou-se a partir do final da década de 1990 e, nas últimas quatro décadas, e sido a principal responsável pelas mudanças no uso e na cobertura da terra na BHLI, especialmente na zona ripária (FARIAS, 2018) (Figura 01).

A lagoa Imboassica está localizada no perímetro urbano de Macaé (22°24' S, 41°42' W), na divisa com o município Rio das Ostras, no litoral norte do estado do Rio de Janeiro (Figura 02). O clima regional é o tropical úmido (AW) segundo a classificação de Köppen e as temperaturas médias anuais variam entre 18°C e 27°C com umidade relativa do ar média de 83% e pluviosidade média anual de 1.300 mm (SANTOS *et al.*, 2006), sendo bem definidas as estações seca (abril a setembro) e chuvosa (outubro a março).

A lagoa Imboassica foi formada pelo represamento do rio Imboassica, pela deposição de sedimentos através dos movimentos de regressão e transgressão do oceano (PANOSSO; ATTAYDE; MUEHE, 1998). Este ecossistema consiste na região terminal (de deflúvio) de uma bacia hidrográfica de aproximadamente 58 km² que se encontra em área de planície/baixada, cujos pontos mais elevados estão próximos aos 180 m de altitude (MARQUES, 2015).

Esta lagoa é isolada do oceano por uma estreita barra arenosa, que pode ser rompida naturalmente ou por intervenção humana, sendo sua abertura natural pouco provável pela alta taxa de deposição de sedimentos oceânicos (ESTEVES, 1998a) (Figura 03). Em épocas onde há uma elevada precipitação pluviométrica ocorre o aumento do volume de água da lagoa, trazendo diversos transtornos para a população em seu entorno, devido aos constantes alagamentos provocados. Devido a esses transtornos, vem se tornando frequente a abertura da barra de areia que a separa do mar a fim de que o excesso de água acumulado com as constantes chuvas escoe para o ambiente marinho.

De acordo com o levantamento bibliográfico feito por Farias (2018), do ano de 1992 ao ano de 2016 houve 21 aberturas artificiais da barra de areia da lagoa Imboassica, sendo esta última abertura no dia 17 de novembro de 2016, abrangendo o período do

presente estudo. Este evento ocasiona diversas mudanças hidrológicas, hidroquímicas e na comunidade de organismos planctônicos, causando desestabilidade nesse ecossistema.

A lagoa Imboassica possui importante relevância regional pela sua beleza, proporcionando lazer e recreação para a população local (Figuras 04 e 05). Porém o lançamento de efluentes domésticos e industriais (tratados e não tratados) na lagoa ao longo dos anos, os quais são oriundos da ocupação populacional e industrial em seu entorno, vem degradando suas condições sanitárias e ambientais desencadeando um processo de eutrofização artificial com mortandade de peixes e constantes florações de cianobactérias (dados do projeto Estudos Ecológicos das Lagoas Costeiras da Região Norte Fluminense (ECOLAGOAS)).

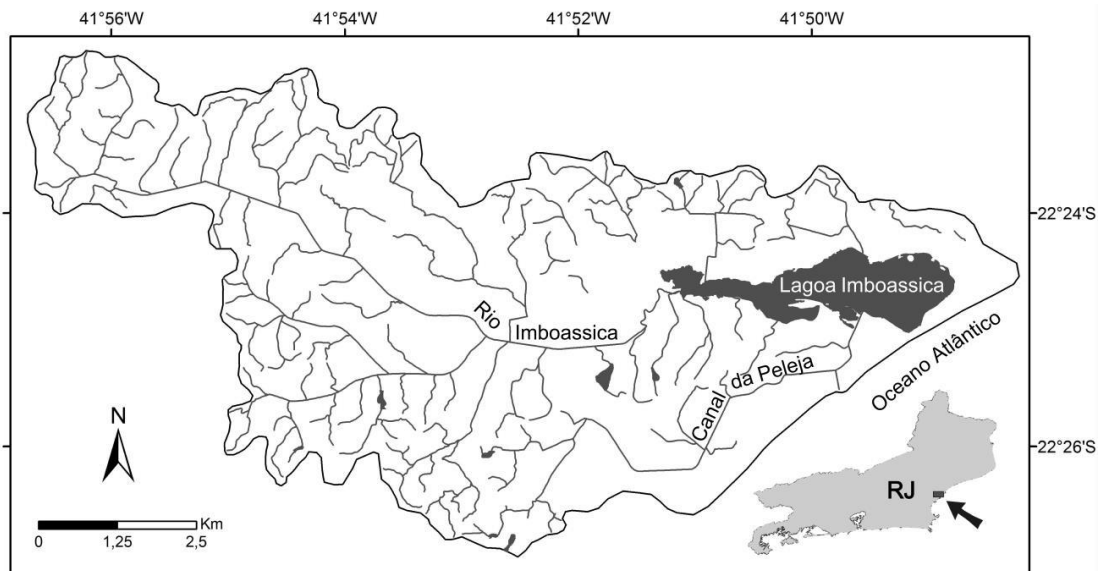


Figura 01: Localização da lagoa Imboassica e delimitação da sua bacia hidrográfica, no norte do Estado do Rio de Janeiro. Fonte: Farias (2018).



Figura 02: Vista aérea da lagoa Imboassica, ressaltando a densa ocupação urbana adjacente. Fonte: Morote (2015).



Figura 03: Vista aérea da parte frontal da lagoa Imboassica. Fonte: A Tribuna (2017).



Figura 04: Registro de eventos náuticos sediados na lagoa Imboassica. Fonte: Gama (2007).



Figura 05: Uso da lagoa para lazer e recreação. Fonte: Gil (2016).

4.2 PERIODICIDADE DE COLETAS E ESTAÇÕES AMOSTRAIS

Foram realizadas 12 amostragens compreendendo os anos de 2016 e 2017, em duas estações amostrais, no perfil horizontal da lagoa.

No ano de 2016, houve coletas nos meses de janeiro (26/01), abril (28/04), junho (06/06), julho (20/07), novembro (16/11), antes da abertura da barra de areia, e dezembro (07/12), após o fechamento da barra de areia. No ano de 2017, as coletas foram realizadas nos meses de março (16/03), maio (22/05), julho (18/07), setembro (14/09), outubro (31/10) e dezembro (20/12).

A periodicidade de coletas foi definida a partir de um projeto de monitoramento de longa data que é realizado nas lagoas costeiras do Norte Fluminense chamado de “Estudos Ecológicos das Lagoas Costeiras da Região Norte Fluminense” (ECOLAGOAS), o qual inclui a lagoa Imbossica.

A estação amostral 01 (EA 01) ($22^{\circ}24'59.91''S$ $41^{\circ}49'10.17''O$) localiza-se próximo a barra de areia que separa a lagoa do mar, principal região de lazer e recreação da população (Figuras 06 e 08). A estação amostral 02 (EA 02) ($22^{\circ}24'24.92''S$ $41^{\circ}49'41.42''O$) localiza-se na parte central da lagoa (Figuras 07 e 08).

Existem dois canais de lançamento de efluentes domésticos e industriais (tratados e não tratados) próximos as estações amostrais, um a aproximadamente 965 metros de distância da EA 01 (Canal 01) e outro a aproximadamente 445 metros de distância da EA 02 (Canal 02) (Figura 08).



Figura 06: Vista parcial da estação amostral 01 ($22^{\circ}24'59.91''S$ $41^{\circ}49'10.17''O$) localizada próximo à barra de areia da lagoa. Fonte: Arquivo pessoal.



Figura 07: Vista parcial da estação amostral 02 ($22^{\circ}24'24.92''\text{S}$ $41^{\circ}49'41.42''\text{O}$) localizada na área central da lagoa. Fonte: Arquivo pessoal.



Figura 08: Imagem por satélite da lagoa Imboassica, com indicações das estações amostrais (EA 01 e EA 02) e principais canais de lançamento de efluentes domésticos e industriais (tratados e não tratados) (Canal 01 e Canal 02). Fonte: Google Earth.

4.3 VARIÁVEIS CLIMATOLÓGICAS

Os dados de pluviosidade mensal acumulada referentes aos anos de 2016 e 2017 foram obtidos através do INMET - Instituto Nacional de Meteorologia (2017), Estação Meteorológica de Campos, a mais próxima do município de Macaé. Em cada coleta, foram determinadas a temperatura do ar (°C) com termômetro de bulbo e a velocidade máxima do vento (m.s^{-1}) com anemômetro portátil Instrutherm AD-250.

4.4 VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

4.4.1 Variáveis limnológicas determinadas em campo

Através do disco de Secchi foram determinadas a profundidade da coluna d'água (m) e a transparência da água (m). A estimativa da profundidade da zona eufótica (m) foi determinada com base nos valores de transparência multiplicados por três (COLE, 1975), sendo o valor final admitido como correspondente a 1% da radiação incidente na superfície da coluna d'água (ESTEVES, 2011).

A temperatura da água (°C) e o oxigênio dissolvido (% de saturação e mg/L) foram determinados na subsuperfície da coluna d'água, utilizando-se Oxímetro YSI 550A. Os valores de salinidade (ppt) e condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$ e mS/cm) foram determinados através do medidor Multiparâmetros EcoSense EC300A.

4.4.2 Variáveis limnológicas determinadas em laboratório

As análises foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) localizado no NUPEM, Campus Macaé.

Para as análises em laboratório, foi coletada amostra da subsuperfície da coluna d'água, com passagem manual dos frascos (polietileno, volume de 2 L), os quais foram armazenados em caixas térmicas e transportados até o Laboratório de Ecologia Aquática NUPEM/UFRJ.

Em laboratório, foram determinados os valores de pH através Medidor de pH mPA210 e turbidez (NTU) através do Turbidímetro HI 98703 HANNA.

Os sólidos totais em suspensão (STS) foram determinados segundo APHA (1998). Os filtros de fibra de vidro GF-1 (1,2 μ de abertura de poro) foram secos em estufa a temperatura de 60°C por 48 horas e pesados em balança analítica. As amostras foram filtradas a vácuo nos filtros previamente pesados e, em seguida, colocadas na estufa a 60°C por 48 horas e pesados novamente.

Para análise dos nutrientes, parte das amostras foi congelada para determinação de nitrogênio total através da digestão da amostra, por persulfato, seguindo o método proposto por Valderrama (1981) e quantificação, com redução a nitrito, pelo equipamento Shimadzu TOC-5000. A quantificação do fósforo total também foi realizada utilizando a água não filtrada, segundo o método de quantificação por ácido ascórbico (APHA, 1998). O restante da água coletada foi filtrada a vácuo em filtro de fibra de vidro GF-1, e posteriormente, congelada, para determinação de ortofosfato também pelo método de quantificação por ácido ascórbico (APHA, 1998)

4.5 CIANOBACTÉRIAS FITOPLANCTÔNICAS

4.5.1 Amostragem e tratamento das amostras

As amostras para análise qualitativa das cianobactérias foram coletadas com o auxílio da rede de plâncton com abertura de malha de 20 μ m, através de arrastos horizontais na subsuperfície da coluna d'água e fixadas com solução de Transeau (solução de 6:3:1 de água:álcool:formol), na proporção de 1:1 (BICUDO & MENEZES, 2017), para posterior análise no laboratório.

As amostras para análise quantitativa das cianobactérias foram coletadas através de arrastos do frasco na subsuperfície da coluna d'água e imediatamente fixadas com solução de lugol acético (BICUDO & MENEZES, 2017).

4.5.2 Análise qualitativa - Riqueza e composição taxonômica

A análise qualitativa foi realizada com as amostras fixadas com a solução de Transeau, analisadas no microscópio óptico de captura de imagem (Nikon Eclipse 80i – câmera DS-Ri1). Os táxons presentes nas amostras foram fotografados, medidos, e identificados utilizando bibliografia especializada, utilizando como referência os

trabalhos de Bicudo & Menezes (2017), Komárek *et al.* (2002; 2014), Sant'Anna *et al.* (2004; 2012), buscando sempre a identificação ao nível específico, quando possível. A riqueza total foi determinada através do número de táxons presentes nas amostras e suas porcentagens (MARGALEF, 1958).

4.5.3 Análise quantitativa - Densidade total e de táxons

A análise quantitativa (céls.mL⁻¹), foi realizada com as amostras fixadas com a solução de lugol acético, seguindo o método de sedimentação em câmaras claras (UTERMÖHL, 1958) e o procedimento de contagem foi o de campos aleatórios (UEHLINGER, 1964), em microscópio invertido (Leica CTR4000) em aumento de 400 vezes. A amostra foi contada até o registro de, no mínimo, 600 células da espécie predominante, para que o erro do método fosse próximo de $\pm 8\%$ (LUND *et al.*, 1958), e os resultados foram expressos em céls.mL⁻¹, calculados segundo a fórmula do fator descrita na Norma Técnica CETESB L5.303 (SÃO PAULO, 2005):

$$\text{Fórmula do Fator de densidade de células} = A/a/v$$

Onde:

A = área da cubeta;

a = área contada (área da objetiva x n° de campos contados);

v = volume sedimentado.

Com o cálculo do fator, multiplica-se o valor pelo número de células contadas, obtendo-se o resultado em céls.mL⁻¹.

4.5.4 Quantificação de clorofila *a*

Para determinação da clorofila *a* as amostras foram filtradas a vácuo em filtro de fibra de vidro GF-1 e acondicionadas no escuro e sob refrigeração, onde foram mantidas até a análise em laboratório. A extração foi realizada utilizando-se etanol 90% e depois quantificada através do espectrofotômetro de luz visível Varian Cary 50 Bio de acordo com Nusch & Palme (1975).

4.6 TRATAMENTO E ANÁLISES ESTATÍSTICAS

O conjunto de dados obtidos no período de estudo foi inicialmente avaliado utilizando-se a estatística descritiva a fim de verificar a flutuação espacial e temporal através da determinação dos valores mínimos, máximos, médios, desvio-padrão e coeficiente de variação, calculados com auxílio do programa Microsoft Excel® 2016 para Windows.

Foi aplicado o teste não paramétrico do coeficiente de Correlação de Spearman ao nível de significância de $p < 0,05$ a fim de verificar possíveis relações das variáveis abióticas entre si, através do programa PAST 3.24 (HAMMER *et al.*, 2001).

Foi utilizada a análise multivariada em componentes principais (ACP) para ordenar as variáveis abióticas e as estações de amostragem, expressando a relação entre elas através de fatores, através do programa PAST 3.24 (HAMMER *et al.*, 2001).

Utilizou-se também a análise multivariada de correspondência canônica (ACC) para ordenar espacialmente as variáveis abióticas e biológicas em relação as estações de amostragem, expressando a relação entre elas através de fatores, através do programa PAST 3.24 (HAMMER *et al.*, 2001).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO CLIMATOLÓGICA E LIMNOLOGICA DA LAGOA IMBOASSICA

Os meses com maiores precipitações no ano de 2016 foram os referentes à estação chuvosa (de outubro a março), sendo que os meses de novembro, dezembro e janeiro são os que apresentaram maior precipitação pluviométrica, 210 mm, 160 mm e 150 mm, respectivamente. Os menores volumes de precipitação ocorreram nos meses de abril com cerca de 15 mm e julho com 20 mm. O mês de junho apresentou aproximadamente 50 mm de precipitação acumulada, maior que o esperado para uma estação seca, de acordo com os dados da normal climatológica 1961-1990. No ano de 2017, o período chuvoso apresentou baixa pluviosidade (variou de aproximadamente 20 a 160 mm nos meses de coleta), e os meses de maio e julho, caracterizados como meses secos, tiveram mais chuva do que o esperado (aproximadamente 110 e 100, respectivamente). O mês de coleta com maior precipitação foi dezembro com aproximadamente 160 mm e o mês com menor precipitação foi setembro com aproximadamente 10 mm.

A lagoa Imboassica é um típico ecossistema costeiro continental raso, localizada na região de clima tropical sendo fortemente influenciada por altos índices de precipitação pluviométrica principalmente em sua estação chuvosa, corroborando as fortes chuvas ocorridas no início e final do ano de 2016. Houve alta precipitação pluviométrica na estação seca no ano de 2017, uma baixa precipitação no início da estação chuvosa. Essa mudança de regimes pode ter sido influenciada pela alternância dos fenômenos El Niño e La Niña. No ano de 2016 o fenômeno El Niño provocou forte influência nas temperaturas atmosférico-oceânica, e no ano de 2017 La Niña esteve presente contribuindo para mudanças desses regimes de temperatura e precipitação pluviométrica (BRASIL, 2019).

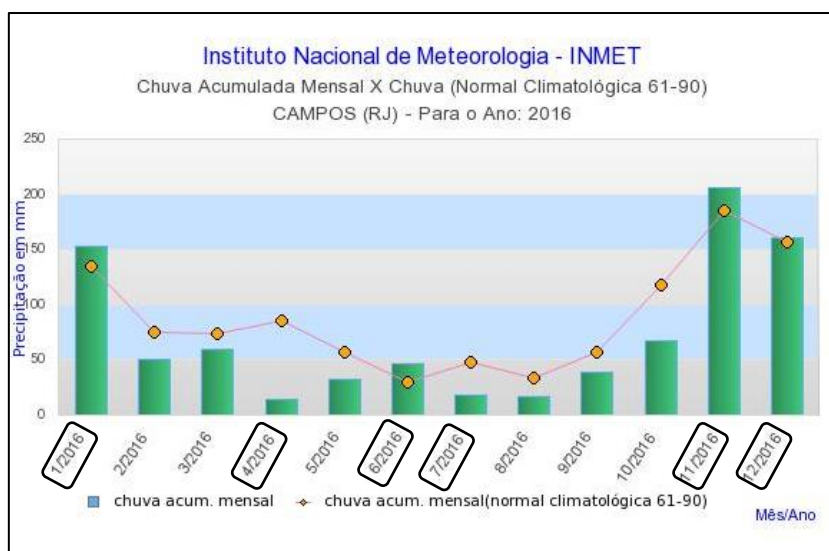


Figura 09: Variação dos dados mensais de chuva acumulada e normal climatológica durante o ano de 2016, com destaque em retângulo preto para os meses de coleta.

Fonte: INMET - Instituto Nacional de Meteorologia.

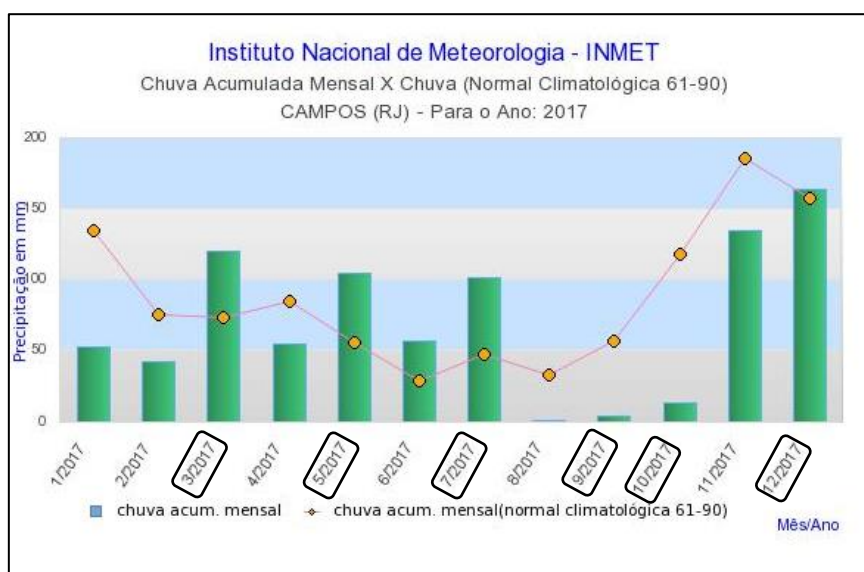


Figura 10: Variação dos dados mensais de chuva acumulada e normal climatológica durante o ano de 2017, com destaque em retângulo preto para os meses de coleta.

Fonte: INMET - Instituto Nacional de Meteorologia.

É possível observar na Tabela 01 que houve pouca variação da temperatura do ar ao longo do ano de 2016, sendo que nos meses de janeiro e dezembro foi registrado o maior valor (29°C) e o menor valor em abril (21,5 °C) (EA 01). A temperatura máxima

no ano de 2017 foi de 32 °C nos meses de outubro (EA 02) e dezembro (EA 01), enquanto a menor temperatura observada foi de 22 °C no mês de maio em ambas as estações amostrais (Tabela 02). Em 2017 a média anual da temperatura foi cerca de 3° C maior do que no ano de 2016 e 5° maior do que a média anual da região.

A lagoa apresentou uma variação na velocidade dos ventos nos meses de coleta no ano de 2016, exceto nos meses de junho, onde foi detectada ausência de ventos (EA 02) e julho (EA 01), quando o vento chegou à velocidade máxima de 4,80 m/s⁻¹, no momento da coleta (Tabela 01). A influência do vento foi continua em todo o ano de 2017, variando de 1,70 m/s⁻¹ no mês de maio (EA 2) a 8,30 m/s⁻¹ no mês de setembro (EA 01) (Tabela 02). Devido sua proximidade ao mar e se tratando de um ecossistema onde espelho d'água possui grande área em relação a profundidade, a lagoa está constantemente sendo influenciada pela ação dos ventos e, assim, influenciando as variáveis físico-químicas da água, a ciclagem de nutrientes e a produtividade desse ecossistemas, além de constituir um importante fator controlador da dinâmica das comunidades planctônicas (PANOSSO *et al.*, 1998).

Tabela 01: Estatística descritiva das variáveis climatológicas nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2016.

Ano	2016														Mín.	Máx.	Média	Desv.Pad.	C.V.
	Jan		Abr		Jun		Jul		Nov		Dez								
Pontos	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2							
T. ar (°C)	29,00	29,00	21,50	22,00	25,00	26,00	26,00	24,00	28,00	28,00	29,00	28,00	21,50	29,00	26,29	2,68	0,10		
Vento (m/s ⁻¹)	3,00	3,10	2,40	4,30	0,50	0,00	4,80	4,70	1,40	3,60	3,00	4,50	0,00	4,80	2,94	1,61	0,55		

Legenda: T. ar: Temperatura do ar.

Tabela 02: Estatística descritiva das variáveis climatológicas nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2017.

Ano	2017												Mín.	Máx.	Média	Desv.Pad.	C.V.
	Mar		Mai		Jul		Set		Out		Dez						
Pontos	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2					
T. ar (°C)	31,00	31,00	22,00	22,00	25,00	25,00	27,00	25,00	30,00	32,00	32,00	31,00	22,00	32,00	27,75	3,84	0,14
Vento (m/s ⁻¹)	2,50	3,80	3,80	1,70	2,30	2,80	8,30	6,70	3,20	2,60	5,70	4,20	1,70	8,30	3,97	1,98	0,50

Legenda: T. ar: Temperatura do ar.

Devido às fortes chuvas que ocorreram na região em novembro de 2016, a barra de areia da lagoa foi aberta artificialmente, e após a abertura foi observada mudança

brusca principalmente na salinidade e na condutividade elétrica, com valores que variaram de 0,20 ppt a 20,00 ppt de salinidade e de 517,00 uS/cm a 32330,00 uS/cm de condutividade, nos dois anos de coleta (Tabela 03 e 04). Antes da abertura de barra, a lagoa Imboassica apresentava água doce e, após o evento, a salinidade aumentou devido à entrada de água do mar, tornando-a salobra. O aumento da salinidade é um dos principais efeitos causados pela abertura da barra de areia. Neste mesmo ecossistema, Melo (2001), registrou valores de salinidade que variavam de 0,4 ppt a 35,0 ppt e Santangelo *et al.* (2007), valores variando de 1,0 a 28,8 ppt, antes e depois de eventos de abertura de barra, respectivamente. Saad, Beaumord e Caramaschi (2002) registraram valores que oscilaram entre 0 e 5‰ antes da abertura de barra da lagoa Imboassica, sendo que, durante o período de conexão com o mar a salinidade variou entre 18 e 35‰, dependendo dos fluxos das marés e, após o fechamento da barra, a salinidade retornou aos níveis anteriores devido à entrada de água proveniente do Rio Imboassica e das chuvas.

De acordo com Camara *et al.* (2018), as reduções nos níveis de salinidade da lagoa Imboassica ocorrem principalmente devido ao influxo de água doce de origem continental, particularmente durante longos períodos sem contato com o mar e, em contraste, a intrusão da água do mar aumenta os níveis de salinidade, particularmente durante as aberturas de barra e, em menor escala, durante eventos de ressacas extremamente altas e fortes, quando as ondas do mar atingem esporadicamente as lagoas ultrapassando a barra de areia.

Assim como ocorreu no caso da salinidade, a condutividade elétrica teve um aumento significativo após a abertura de barra da lagoa Imboassica, a qual já possuía maiores concentrações de íons dissolvidos devido à decomposição da matéria orgânica oriunda dos efluentes domésticos e industriais despejados na lagoa através dos canais. Após o evento de abertura da barra, a lagoa mostrou a influência da salinidade via entrada de água do mar, com aumentos consideráveis dos valores de condutividade.

O fósforo total variou de 36,70 a 325,50 µg/L durante os dois anos de coleta, sendo que as menores concentrações foram no período chuvoso, antes e após a abertura de barra, compreendendo as coletas de novembro, dezembro e março (Tabela 03 e 04). Durante o ano de 2016, o ortofosfato manteve-se baixo, com uma média anual de 2,98 µg/L e variação de não detectado a 8,30 µg/L (Tabela 03). Já no ano de 2017, a concentração de ortofosfato variou consideravelmente de 5,83 a 104,41 µg/L, com média anual de 34,64

$\mu\text{g/L}$ (Tabela 04). Ao contrário do nitrogênio total, em dezembro, após a abertura de barra, o fósforo total apresentou valores semelhantes aos do mês de novembro. Isso também foi observado por Ferreira *et al.* (2019), que concluíram que quanto menor o nível de água da lagoa Imboassica, maior o valor de fósforo total. Essa relação mostra que os eventos de abertura de barra podem, inclusive, aumentar a concentração de nutrientes na coluna d'água. Isso decorre principalmente do aporte contínuo de esgoto doméstico sem tratamento adequado e do volume de água reduzido no ecossistema, o que diminui a capacidade de diluição dos poluentes (FERREIRA *et al.*, 2019; FARIAS, 2018).

As concentrações de nitrogênio total variaram de 758,56 a 3870,00 $\mu\text{g/L}$ nos dois anos de coleta (Tabela 03 e 04). As maiores concentrações foram observadas nos meses onde houve pouca precipitação pluviométrica e o menor valor em dezembro, onde houve abertura de barra, fazendo com que a concentração diminuísse, explicado por sua exportação para o ambiente marinho, conforme já discutido por Ferreira *et al.* (2019). Santangelo *et al.* (2007), neste mesmo ecossistema, registraram valores de nitrogênio total que variaram entre 3698,66 e 431,34 $\mu\text{g/L}$, antes e depois da abertura de barra, respectivamente. Diferente do fósforo total, o nitrogênio total manteve-se com altas concentrações no ano seguinte após a abertura de barra da lagoa, contrariando a ideia de que a lagoa Imboassica ficaria com menor concentração de nutrientes após a abertura da barra.

Farias (2018) observou que apesar das grandes quantidades de nitrogênio total e fósforo total exportadas para o mar com as aberturas de barra da lagoa Imboassica, a contínua entrada de efluente sem tratamento adequado combinado com o reduzido volume da lagoa foram responsáveis pelas altas concentrações de nutrientes, soma-se a isto a baixa profundidade da lâmina d'água, a qual favorece a ressuspensão do sedimento pela ação do vento (FERNANDES, 1997), o que também pode elevar as concentrações de nutrientes na coluna d'água.

Em relação a transparência da água, seus valores estiveram semelhantes nos dois anos de amostragem, com média de 0,29 m no ano de 2016 e de 0,37 m no ano de 2017 (Tabela 03 e 04). O ano de 2016 apresentou maior valor médio de turbidez do que o ano de 2017, 35,53 NTU e 20,05 NTU, respectivamente (Tabela 03 e 04). Após a abertura de barra, houve diminuição dos valores de turbidez devido à saída de água turva da lagoa e entrada da água do mar. A média dos valores de sólidos totais em suspensão durante os dois anos de amostragem foram semelhantes 48,04 mg/L, em 2016 e 49,17 mg/L, em

2017 (Tabela 03 e 04). Assim como a turbidez, os altos valores de sólidos totais em suspensão e baixa transparência da água podem ser explicados pela elevada concentração de biomassa fitoplanctônica, devido à elevada concentração de nutrientes disponíveis, águas mais turvas oriundas do Rio Imboassica, materiais lixiviados pelas margens da lagoa e possível ressuspensão do sedimento através a ação dos ventos. No decorrer dos anos, a mudança de águas claras para águas túrbidas foi explicada principalmente pelo aumento da biomassa fitoplanctônica e, conseqüentemente na concentração de clorofila-*a*, acarretando diminuição da transparência da água (FERREIRA *et al.*, 2019) e da estimativa da zona eufótica na lagoa Imboassica.

A média dos valores de pH durante os dois anos de coleta foi 8,40 (Tabela 03 e 04). Com base nesse valor, podemos classificar a lagoa Imboassica como neutroalcalina. Valores semelhantes a este foram registrados por Fernandes (1997) neste mesmo ecossistema. A temperatura média da água nos dois anos de coleta foi 25 °C (Tabela 03 e 04). No ano de 2016 houve uma diferença positiva de aproximadamente 1°C na temperatura da EA 02 em relação a EA 01. No ano de 2017, as temperaturas entre as duas estações amostrais foram praticamente iguais.

A lagoa apresentou valores de oxigênio dissolvido que variaram entre 3,44 a 10,50 (mg/L⁻¹) e 46,20 a 152,00 (% saturação) nos dois anos de coleta (Tabela 03 e 04). De acordo com CONAMA (2005), o valor mínimo de oxigênio dissolvido para a preservação da vida aquática é de 5,0 mg/L, sendo que existe uma variação na tolerância de espécie para espécie. Nos dois anos de amostragem os valores médios de oxigênio dissolvido estiveram acima do valor estabelecido pelo CONAMA e, esses valores podem estar relacionados a produtividade primária e a constante oxigenação da coluna d'água pela ação dos ventos.

Tabela 03: Estatística descritiva das variáveis limnológicas referentes à subsuperfície das duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2016.

Ano	2016														Mín.	Máx.	Média	Desv.Pad.	C.V.
	Período	Jan		Abr		Jun		Jul		Nov		Dez							
Pontos	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2							
Prof. (m)	1,50	1,40	1,40	1,20	1,60	1,50	1,40	1,30	2,10	2,00	1,25	0,95	0,95	2,10	1,47	0,32	0,22		
Trans. (m)	0,00	0,30	0,20	0,30	0,20	0,20	0,25	0,25	0,30	0,30	0,60	0,60	0,00	0,60	0,29	0,17	0,57		
Z.Eufótica	0,00	0,90	0,60	1,20	0,60	0,60	0,75	0,75	0,90	0,90	1,25	0,95	0,00	1,25	0,78	0,33	0,42		
T. H2O (°C)	28,80	30,50	23,90	24,00	24,30	24,30	19,90	20,20	26,80	27,20	28,40	30,20	19,90	30,50	25,71	3,54	0,14		
O.D. (mg/L ⁻¹)	7,91	9,70	7,75	7,95	8,25	8,33	10,01	10,50	6,36	10,49	9,70	10,35	6,36	10,50	8,94	1,35	0,15		
O.D. (% sat)	106,20	130,50	92,20	95,70	99,60	100,50	111,00	116,20	80,40	132,10	137,00	152,00	80,40	152,00	112,78	21,23	0,19		
Sal. (ppt)	0,30	0,20	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,40	0,40	19,50	20,00	0,20	20,00	3,55	7,57	2,13		
Cond.(uS/cm)	542,00	517,00	620,00	620,00	655,00	659,00	709,00	708,00	767,00	737,00	31500,00	32330,00	517,00	32330,00	5863,67	12170,07	2,08		
pH	7,63	7,96	7,45	7,64	9,04	8,81	8,68	8,84	8,47	8,94	8,81	8,82	7,45	9,04	8,42	0,58	0,07		
Turb. (NTU)	41,30	40,00	40,10	24,10	50,70	47,60	45,80	40,50	38,50	37,70	10,20	9,89	9,89	50,70	35,53	13,56	0,38		
STS (mg/L)	32,00	32,86	40,00	30,00	72,00	54,00	72,00	66,00	40,00	36,00	49,00	52,67	30,00	72,00	48,04	15,42	0,32		
P.Total (µg/L)	54,80	48,80	167,70	129,30	259,50	39,80	210,00	195,50	89,44	101,60	99,05	36,70	36,70	259,50	119,35	73,87	0,62		
Ortof. (µg/L)	1,70	7,00	1,40	0,00	6,10	8,30	1,38	1,92	2,43	3,90	0,16	1,43	0,00	8,30	2,98	2,74	0,92		
N.Total (µg/L)	1841,00	1713,00	3870,00	3400,00	3390,00	3190,00	3030,00	3610,00	2050,00	1920,00	905,92	758,56	758,56	3870,00	2473,21	1071,35	0,43		

Legenda: Prof.: Profundidade; Trans.: Transparência da água; Z. Eufótica: Zona eufótica; T. H2O: Temperatura da água; O.D.: Oxigênio dissolvido da água; Sal.: Salinidade; Cond.: Condutividade; pH: Potencial hidrogeniônico; Turb.: Turbidez; STS: Sólidos totais em suspensão; P.Total: Fósforo total; Ortof.: Ortofosfato; N.Total: Nitrogênio total.

Tabela 04: Estatística descritiva das variáveis limnológicas referentes à subsuperfície das duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2017.

Ano	2017												Mín.	Máx.	Média	Desv.Pad.	C.V.
	Período	Mar		Mai		Jul		Set		Out		Dez					
Pontos	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2					
Prof. (m)	1,30	1,10	1,80	1,50	2,10	1,50	1,70	1,40	1,50	1,10	1,50	1,50	1,10	2,10	1,50	0,28	0,19
Trans. (m)	0,30	0,30	0,30	0,30	0,50	0,50	0,30	0,30	0,40	0,40	0,40	0,40	0,30	0,50	0,37	0,08	0,21
Z.Eufótica	0,90	0,90	0,90	0,90	1,50	1,50	0,90	0,90	1,20	1,10	1,20	1,20	0,90	1,50	1,09	0,23	0,21
T. H2O (°C)	29,50	29,40	22,30	22,10	22,10	22,10	22,90	22,80	26,00	25,90	28,50	28,50	22,10	29,50	25,18	3,12	0,12
O.D. (mg/L ⁻¹)	8,78	10,05	7,37	6,20	8,50	8,70	8,40	6,77	4,49	3,44	5,70	3,91	3,44	10,05	6,86	2,14	0,31
O.D. (% sat)	121,90	138,40	88,10	71,30	99,00	101,00	102,60	82,30	58,00	46,20	72,00	49,00	46,20	138,40	85,82	28,40	0,33
Sal. (ppt)	n.a.	10,60	8,20	8,00	6,50	6,50	6,80	6,70	7,50	7,50	3,70	3,60	3,60	10,60	6,87	1,97	0,29
Cond.(mS/cm)	n.a.	18,01	14,11	13,73	11,35	11,35	11,84	11,80	13,11	13,00	7,24	6,64	6,64	18,01	12,02	3,13	0,26
pH	9,14	9,16	8,48	8,38	8,30	8,00	8,92	8,59	7,85	7,32	8,29	8,47	7,32	9,16	8,41	0,53	0,06
Turb. (NTU)	11,70	10,30	7,91	9,73	5,78	5,99	30,10	30,00	23,70	25,00	35,70	44,70	5,78	44,70	20,05	13,18	0,66
STS (mg/L)	46,50	46,50	29,71	33,60	27,33	30,33	87,69	86,67	29,67	56,00	55,00	61,00	27,33	87,69	49,17	21,23	0,43
P.Total (µg/L)	153,48	158,16	146,07	252,12	118,11	133,61	208,91	260,87	298,96	268,65	325,50	304,27	118,11	325,50	219,06	74,59	0,34
Ortof. (µg/L)	9,98	59,89	10,85	5,92	8,59	5,83	24,09	38,78	25,05	22,20	100,07	104,41	5,83	104,41	34,64	35,25	1,02
N.Total (µg/L)	1873,00	2765,00	2420,00	3565,00	2341,00	2271,00	3273,00	3697,00	3385,00	2807,00	2593,00	2898,00	1873,00	3697,00	2824,00	563,82	0,20

Legenda: Prof.: Profundidade; Trans.: Transparência da água; Z. Eufótica: Zona eufótica; T. H2O: Temperatura da água; O.D.: Oxigênio dissolvido da água; Sal.: Salinidade; Cond.: Condutividade; pH: Potencial hidrogeniônico; Turb.: Turbidez; STS: Sólidos totais em suspensão; P.Total: Fósforo total; Ortof.: Ortofosfato; N.Total: Nitrogênio total.

É possível observar através da Figura 11 que a análise multivariada de componentes principais para variáveis limnológicas e clorofila-*a* resumiu 55% da variação total dos dados nos dois primeiros eixos. O primeiro eixo explicou 30,2% e o

segundo eixo explicou 24,5% da variabilidade dos dados. De forma geral, com a análise de componentes principais foi possível evidenciar que os dados ambientais apresentaram tendência de variação temporal entre os anos de 2016 e 2017 em basicamente dois momentos distintos: Fase 1, antes da abertura de barra (janeiro de 2016 a novembro de 2016, representado pelos pontos) e fase 2: após a abertura de barra (dezembro de 2016 a dezembro de 2017, representado pelos quadrados) (Figura 11).

As amostragens após a abertura de barra da lagoa, a partir de dezembro de 2016 concentraram a maioria das variáveis limnológicas e clorofila-*a*, apresentaram as maiores concentrações de salinidade, condutividade, fósforo total, ortofosfato, transparência da água, zona eufótica, pH, temperatura da água, sólidos totais em suspensão, onde também foram registrados os maiores valores de clorofila-*a* (Figura 11). O nitrogênio total apresentou elevadas concentrações no ano seguinte após a abertura de barra da lagoa. Os valores de nitrogênio variaram temporalmente enquanto os de fósforo tiveram uma variação espacial e temporal, refletindo principalmente a influência das aberturas de barra e o despejo de efluentes doméstico e industriais. Os maiores valores de oxigênio dissolvido e turbidez foram observados no ano de 2016, antes de abertura da barra. A profundidade manteve-se praticamente constante nos dois anos de coleta com pouca variação entre os meses e estações amostrais.

De acordo com Esteves (1998b), o conhecimento do ecossistema aquático baseado em investigações sistemáticas de variáveis limnológicas, tais como condutividade elétrica, salinidade, concentração de nutrientes, pH, penetração de luz, precipitação, temperatura, entre outras, permite descrevê-lo, no que diz respeito à sua estrutura e funcionamento e, assim, revelar as complexas interações entre os vários componentes deste ecossistema.

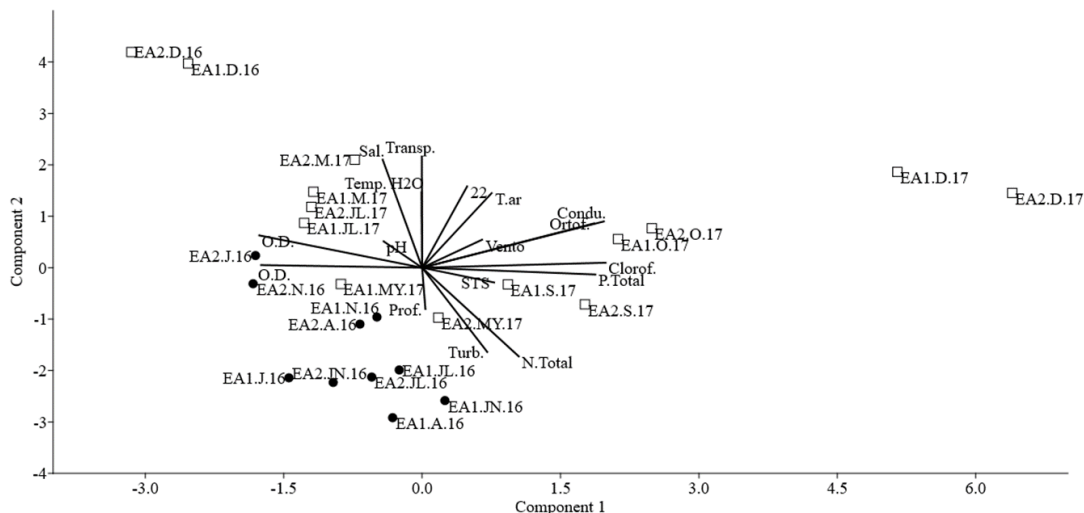


Figura 11: Análise multivariada em componentes principais (ACP) para ordenação das variáveis abióticas e as estações de amostragem. Legenda: Clorof: Clorofila-*a*; Prof.: Profundidade; Trans.: Transparência da água; Z. Eufótica: Zona eufótica; T. H₂O: Temperatura da água; O.D.: Oxigênio dissolvido da água; Sal.: Salinidade; Cond.: Condutividade; pH: Potencial hidrogeniônico; Turb.: Turbidez; STS: Sólidos totais em suspensão; P.Total: Fósforo total; Ortof.: Ortofosfato; N.Total: Nitrogênio total.

5.2 ESTRUTURA E DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DAS CIANOBACTÉRIAS FITOPLANCTÔNICAS

Nos dois anos de estudo, foi registrado o total de 30 táxons de cianobactérias fitoplanctônicas na lagoa Imboassica. Esses táxons fazem parte de 19 gêneros, 13 famílias e 5 ordens, de acordo com a classificação proposta por Komárek *et al.* (2014). Dentre esses, 17 são táxons produtores de toxinas. O gênero produtor de toxina com maior representatividade foi o gênero *Microcystis* com 5 táxons, seguido do gênero *Aphanocapsa* com 4 táxons, *Oscillatoria* com 2 táxons, *Aphanizomenon*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Phormidium*, *Raphidiopsis* e *Synechocystis* com 1 táxon cada (Tabela 05).

Tabela 05: Lista dos táxons de cianobactérias fitoplanctônicas encontradas na lagoa Imboassica em todo o período de estudo. (* gêneros produtores de cianotoxinas).

Ordem	Família	Gênero	Espécie
Synechococcales	Leptolyngbyaceae	<i>Planktolyngbya</i>	<i>Planktolyngbya contorta</i> (lemmermann) Anagnostidis & Komárek 1988
	Merismopediaceae	<i>Aphanocapsa</i>	<i>Planktolyngbya limnetica</i> (lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 2000
			<i>Aphanocapsa delicatissima</i> * W. West & G. S. West 1912
			<i>Aphanocapsa elachista</i> * W. West & G. S. West 1894
			<i>Aphanocapsa incerta</i> * (Lemmermann) Cronberg & Komárek 1994
			<i>Aphanocapsa</i> sp.*
	Pseudanabaenaceae	<i>Limnococcus</i>	<i>Limnococcus</i> sp.
			<i>Merismopedia</i>
			<i>Merismopedia</i> sp.
	Synechococcaceae	<i>Synechocystis</i>	<i>Synechocystis aquatilis</i> * Sauvageau 1892
<i>Synechocystis</i> sp.			
Spirulinales	Spirulinaceae	<i>Spirulina</i>	<i>Limnothrix</i> sp.
			<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher 1949
Chroococcales	Aphanothecaceae	<i>Gloeotheca</i>	<i>Synechococcus</i> sp.
			<i>Synechococcus</i> sp.
	Chroococcaceae	<i>Chroococcus</i>	<i>Spirulina subsalsa</i> Gomont 1892
			<i>Spirulina</i> sp.
			<i>Gloeotheca</i> sp.
Oscillatoriales	Microcoleaceae	<i>Microcystis</i>	<i>Chroococcus</i> sp.
			<i>Microcystis aeruginosa</i> * (Kützing) Lemmermann 1907
			<i>Microcystis botrys</i> * Teiling 1942
			<i>Microcystis panniformis</i> * Komárek et al. 2002
Nostocales	Aphanizomenaceae	<i>Geitlerinema</i>	<i>Microcystis protocystis</i> * Crow 1923
			<i>Microcystis</i> sp.*
			<i>Geitlerinema amphibium</i> (Gomont) Anagnostidis 1989
			<i>Geitlerinema</i> sp.
			<i>Planktothrix</i> sp.*
Nostocales	Nostocaceae	<i>Oscillatoria</i>	<i>Oscillatoria limosa</i> * Gomont 1892
			<i>Oscillatoria</i> sp.*
			<i>Phormidium</i> sp.*
			<i>Phormidium</i>
Nostocales	Aphanizomenaceae	<i>Aphanizomenon</i>	<i>Aphanizomenon</i> sp.*
			<i>Raphidiopsis</i> sp.*
			<i>Raphidiopsis</i>
Nostocales	Nostocaceae	<i>Anabaena</i>	<i>Anabaena</i> sp.*
			<i>Anabaena</i>

No ano de 2016, foram registrados 25 táxons de cianobactérias fitoplanctônicas, distribuídos em 16 gêneros, sendo *Microcystis* o mais representativo com 5 táxons (20%), seguido por *Aphanocapsa* com 4 táxons (16%), *Geitlerinema* e *Oscillatoria* com 2 táxons cada (8% cada) e apenas 1 representante dos gêneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*,

Limnococcus, *Limnothrix*, *Merismopedia*, *Planktolyngbya*, *Planktothrix*, *Pseudanabaena*, *Raphidiopsis*, *Spirulina*, *Synechocystis* e *Synecochoccus* (4% cada) (Figura 12).

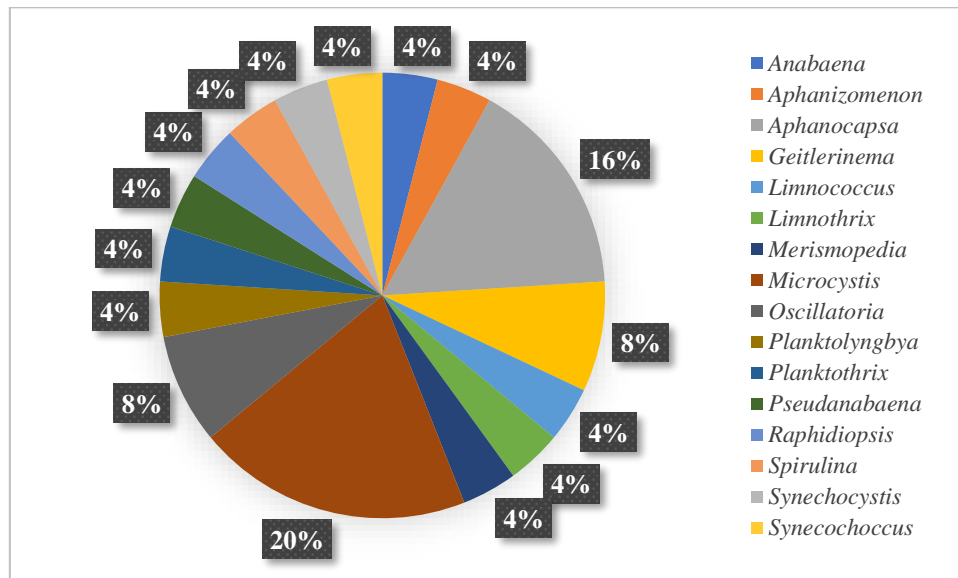


Figura 12: Contribuição percentual dos gêneros de cianobactérias fitoplanctônicas em termos de riqueza de táxons ao longo do estudo durante o ano de 2016.

Em 2017, foram registradas de 12 táxons de cianobactérias fitoplanctônicas, distribuídas em 10 gêneros, sendo *Aphanocapsa* e *Planktolyngbya* os mais representativos com 2 táxons cada (17% cada), seguido por *Chroococcus*, *Gloeothece*, *Limnococcus*, *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Planktothrix*, *Spirulina* e *Synechocystis* com apenas 1 representante cada (9% e 8% cada) (Figura 13).

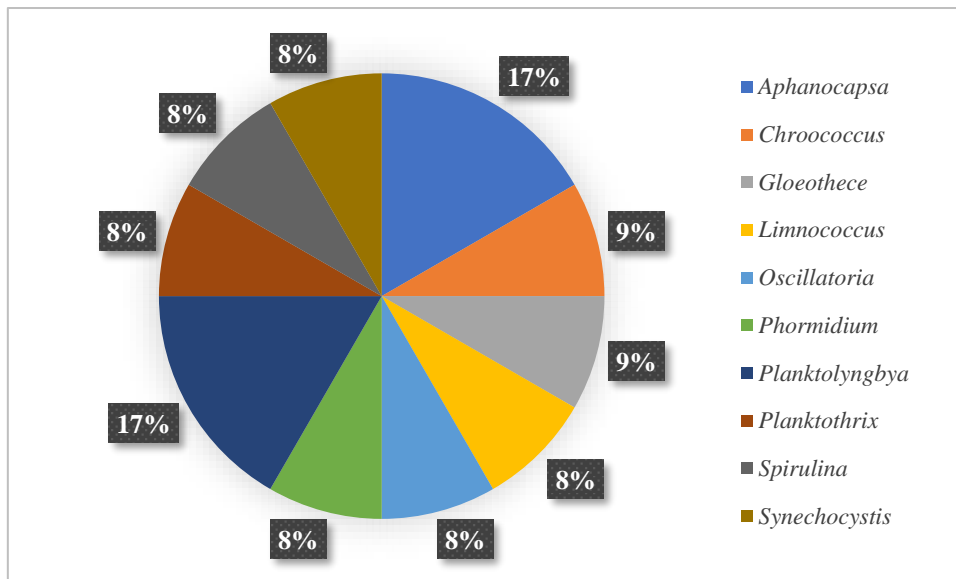


Figura 13: Contribuição percentual dos gêneros de cianobactérias fitoplanctônicas em termos de riqueza de táxons ao longo do estudo durante o ano de 2017.

A diminuição da riqueza de espécies de cianobactérias fitoplanctônicas do ano de 2016 para o ano de 2017 na lagoa Imboassica pode ser explicada pela mudança ocorrida nesse ecossistema com a abertura artificial de sua barra de areia. Com a abertura de barra, houve a exportação de grande volume de água doce, entrada de água marinha, com a perda de diversos táxons de cianobactérias fitoplanctônicas (*Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Aphanocapsa incerta*, *Aphanocapsa* sp., *Geitlerinema amphibium*, *Geitlerinema* sp., *Limnothrix* sp., *Merismopedia* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis botrys*, *Microcystis panniformis*, *Microcystis protocystis*, *Microcystis* sp., *Oscillatoria* sp., *Pseudanabaena galeata*, *Raphidiopsis* sp., *Spirulina* sp. e *Synechococcus* sp.) (Tabela 06).

Tabela 06: Lista dos táxons de cianobactérias fitoplanctônicas encontradas na lagoa Imboassica nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2016 (* gêneros produtores de cianotoxinas).

Ano	2016													
	Períodos		Jan		Abr		Jun		Jul		Nov		Dez	
	Estações Amostrais		EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2
<i>Anabaena</i> sp.*			x		x			x		x				
<i>Aphanizomenon</i> sp.*	x	x			x			x	x			x		
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> * W. West & G. S. West 1912	x							x		x				
<i>Aphanocapsa elachista</i> * W. West & G. S. West 1894	x			x	x									
<i>Aphanocapsa incerta</i> * (Lemmermann) Cronberg & Komárek 1994		x	x					x				x	x	
<i>Aphanocapsa</i> sp.*	x				x	x	x			x	x	x	x	
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Gomont) Anagnostidis 1989					x									
<i>Geitlerinema</i> sp.					x					x				
<i>Limnococcus</i> sp.		x			x						x		x	
<i>Limnothrix</i> sp.								x						
<i>Merismopedia</i> sp.					x				x					
<i>Microcystis aeruginosa</i> * (Kützing) Lemmermann 1907					x					x				
<i>Microcystis botrys</i> * Teiling 1942	x		x	x		x		x						
<i>Microcystis panniformis</i> * Komárek et al. 2002				x				x	x		x			
<i>Microcystis protocystis</i> * Crow 1923				x	x			x	x	x				
<i>Microcystis</i> sp.*	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	
<i>Oscillatoria limosa</i> * Gomont 1892										x				
<i>Oscillatoria</i> sp.*					x					x	x			
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 2000							x	x				x		
<i>Planktothrix</i> sp.*		x						x		x	x	x	x	
<i>Pseudanabaena galeata</i> Böcher 1949		x									x	x		
<i>Raphidiopsis</i> sp.*		x						x						
<i>Spirulina</i> sp.					x									
<i>Synechocystis aquatilis</i> * Sauvageau 1892				x	x		x	x		x	x	x	x	
<i>Synechococcus</i> sp.								x	x			x	x	
Riqueza de táxons	6	7	7	11	6	7	11	8	11	8	9	6	6	
Táxons produtores de toxina	6	5	7	7	5	4	8	6	10	6	6	6	4	

Após o fechamento da barra de areia houve a mudança completa desse ecossistema, tanto nas variáveis hidroquímicas quanto nas biológicas, fazendo com que ocorresse a predominância dos antigos e de novos táxons mais adaptados principalmente as mudanças de salinidade e disponibilidade de nutrientes. Os táxons que permaneceram após a abertura de barra foram: *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa elachista*, *Chroococcus* sp., *Gloeotheca* sp., *Limnococcus* sp., *Oscillatoria limosa*, *Phormidium* sp., *Planktolyngbya contorta*, *Planktolyngbya limnetica*, *Planktothrix* sp., *Spirulina subsalsa*, *Synechocystis aquatilis* (Tabela 07). De acordo com Melo (2001), as aberturas de barra na lagoa Imboassica alteram grande parte da composição da fauna e do fitoplâncton, além de reduzir a sua biomassa.

Melo (2001), há mais de 20 anos atrás estudando a lagoa Imboassica, encontrou no fitoplâncton uma dominância principalmente das classes Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Chlorophyceae, Dinophyceae e Euglenophyceae. Diferente do que foi visto através do presente estudo e do que vem sendo encontrado nos últimos anos onde a

dominância é das algas da classe Cyanophyceae, devido ao elevado grau de trofia em que se encontra a lagoa.

Tabela 07: Lista dos táxons de cianobactérias fitoplanctônicas encontradas na lagoa Imboassica nas duas estações amostrais ao longo do estudo durante o ano de 2017 (* gêneros produtores de cianotoxinas).

Ano	2017													
	Períodos		Mar		Mai		Jul		Set		Out		Dez	
	Estações Amostrais		EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2	EA1	EA2
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> * W. West & G. S. West 1912	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Aphanocapsa elachista</i> * W. West & G. S. West 1894	x	x		x	x	x	x							
<i>Chroococcus</i> sp.	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Gloethece</i> sp.								x	x					
<i>Limnococcus</i> sp.					x	x	x	x	x	x	x			
<i>Oscillatoria limosa</i> * Gomont 1892	x	x	x	x										
<i>Phormidium</i> sp.*	x		x	x										
<i>Planktolyngbya contorta</i> (lemmermann) Anagnostidis & Komárek 1988	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 2000	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Planktothrix</i> sp.*	x													
<i>Spirulina subsalsa</i> Gomont 1892	x													
<i>Synechocystis aquatilis</i> * Sauvageau 1892	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
Riqueza de táxons	10	7	7	7	7	7	8	7	6	6	5	5		
Táxons produtores de toxina	6	4	4	5	3	3	3	2	2	2	2	2	2	

No ano de 2016, houve 16 táxons de cianobactérias produtores de cianotoxina (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006; BRASIL, 2003; CETESB, 2013), são eles: *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa elachista*, *Aphanocapsa incerta*, *Aphanocapsa* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis botrys*, *Microcystis panniformis*, *Microcystis protocystis*, *Microcystis* sp., *Oscillatoria limosa*, *Oscillatoria* sp., *Planktothrix* sp., *Raphidiopsis* sp. e *Synechocystis aquatilis* (Tabela 06).

A estação EA 01 foi a que apresentou a maior representatividade de táxons que produzem toxinas (10 táxons) no mês de novembro, sendo eles: *Anabaena* sp., *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis protocystis*, *Microcystis* sp., *Oscillatoria limosa*, *Oscillatoria* sp., *Planktothrix* sp. e *Synechocystis aquatilis*. E os meses com menor representatividade de táxons que produzem toxinas foram junho na EA 02 com 4 táxons (*Aphanocapsa* sp., *Microcystis botrys*, *Microcystis* sp. e *Synechocystis aquatilis*) e dezembro também na EA 02 com 4 táxons (*Aphanocapsa incerta*, *Aphanocapsa* sp., *Microcystis* sp. e *Planktothrix* sp.).

Alves (2015) também observou a abundância do gênero *Microcystis* em todo o seu período de estudo na lagoa Juara (Serra/ES), sendo este fato justificável pelas altas concentrações de nutrientes disponíveis, às próprias características do grupo, como a

mucilagem e presença de estruturas de fluatibilidade, permitindo vantagem competitiva e grande desenvolvimento celular. Há evidências mundiais sobre o papel fundamental que o nitrogênio e o fósforo desempenham no controle da dinâmica de florescimento de *Microcystis* e o efeito da temperatura elevada na intensificação das florações (HARKE *et al.*, 2016). Sendo assim, ecossistemas como a lagoa Imboassica, onde há excesso de nitrogênio e fósforo, sendo caracterizada como um ambiente que varia de mesotrófico a hipereutrófico (FERREIRA *et al.*, 2019), e com localização em regiões onde há predomínio de altas temperaturas, são locais ideais para florações de *Microcystis*.

Leão (2004), estudando o fitoplâncton do estuário do rio Igarassu no estado do Pernambuco, observou que a abundância da espécie *Microcystis aeruginosa* estava relacionada a mais baixa altura de maré registrada, conseqüentemente, à influência de fluxo de água doce. Matthiensen, Yunes e Codd (1999), ao estudarem as cianobactérias da lagoa dos Patos (RS), também constataram que as maiores densidades de *Microcystis aeruginosa* estavam relacionadas aos períodos em que havia predominância de massas d'água originárias da lagoa dos Patos e não havia influência da salinidade. Casos similares ao que aconteceu no presente estudo, onde durante todo o ano de 2016 antes da abertura de barra, havia a presença do gênero *Microcystis*, incluindo a espécie *Microcystis aeruginosa* e, após a influência da salinidade o gênero não foi encontrado nas coletas durante o ano de 2017. Assim podemos supor que o gênero é altamente influenciado pelo aumento da concentração de salinidade.

No ano de 2017, houve 6 táxons de cianobactérias produtoras de cianotoxina (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006; BRASIL, 2003; CETESB, 2013), são elas: *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa elachista*, *Oscillatoria limosa*, *Phormidium* sp., *Planktothrix* sp. e *Synechocystis aquatilis* (Tabela 07).

A EA 01 foi a que apresentou maior representatividade dos táxons que produzem toxinas (6 táxons) no mês de março, sendo eles: *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa elachista*, *Oscillatoria limosa*, *Phormidium* sp., *Planktothrix* sp. e *Synechocystis aquatilis*. Setembro EA 02, outubro EA 01 e 02 e dezembro EA 01 e 02, foram os meses com menor representatividade de táxons que produzem toxinas, com os seguintes táxons: *Aphanocapsa delicatissima* e *Synechocystis aquatilis*.

Os gêneros *Aphanocapsa* e *Synechocystis* estiveram presentes durante todo o ano de 2017 em todas as estações amostrais. Oliveira (2011) também registrou a abundância do gênero *Aphanocapsa*, sendo a alta densidade de cianobactérias explicada

principalmente pela alta concentração de nutrientes disponíveis onde são cultivadas tilápias para consumo humano. Ifeanyi *et al.* (2011), avaliando o efeito das concentrações de sal (NaCl) no crescimento do táxon *Aphanocapsa* sp. constataram que este gênero possui crescimento ótimo em concentrações de 10g/L de NaCl, se comparado ao crescimento sem NaCl (controle). Além da alta concentração de nitrogênio e fosforo disponível na lagoa Imboassica, há também a influência da salinidade, tornando o meio propício para a proliferação e dominância do gênero *Aphanocapsa* durante todo o ano de 2017.

Alves (2015) e Oliveira (2011) observaram dominância da espécie *Synechocystis aqualitis* em uma lagoa costeira urbana, sendo essa explicada pelo seu reduzido tamanho que favorece uma menor absorção de nutrientes para sua demanda metabólica, levando a altas taxas de crescimento desses indivíduos, além da facilidade para se manterem em suspensão na coluna d'água.

Em se tratando de gêneros que produzem cianotoxinas, o gênero *Oscillatoria* é amplamente distribuído, possuindo diversas espécies cosmopolitas (BICUDO & MENEZES, 2017) e foi encontrado tanto no ano de 2016 quanto no ano de 2017, principalmente após o evento de abertura de barra onde houve as maiores concentrações de salinidade da água. Branco *et al.* (2003) observaram a predominância das Oscillatoriales (*Oscillatoria* sp., entre outras) sobre as demais ordens de cianobactérias, refletindo a maior adaptabilidade dos organismos filamentosos homocitados às condições ambientais dos Manguezais, onde há uma alta variação de salinidade. Além da maior adaptabilidade a variações de salinidade, o gênero *Oscillatoria* também se desenvolve muito bem em locais com elevada concentração de nutrientes nitrogenados e fosfatados, assim como foi observado na lagoa Imboassica nos períodos antes e após a abertura de barra.

Além do gênero *Microcystis*, os gêneros *Aphanocapsa* e *Synechocystis* obtiveram maior contribuição em relação a dominância no período estudado, corroborando em parte a segunda hipótese proposta por este estudo.

No ano de 2016, os meses com maior riqueza taxonômica foram abril (EA 02), julho (EA 01) e novembro (EA 01), com 11 espécies de cianobactérias cada e os meses onde foram evidenciados menor riqueza taxonômica foram janeiro (EA 01), junho (EA 01) e dezembro (EA 02), com 6 espécies de cianobactérias cada (Figura 14). O mês que apresentou maior densidade de cianobactérias fitoplanctônicas foi novembro (EA 02)

com 77200 céls.mL⁻¹ e o mês com menor densidade foi o mês de dezembro (EA 01) com 6200 céls.mL⁻¹ (Figura 14). Em 2017, o mês com maior riqueza taxonômica foi março (EA 01) com 10 espécies de cianobactérias e o mês com menor riqueza taxonômica foi dezembro (EA 01 e 02) com 5 espécies (Figura 14). No ano de 2017, o mês que apresentou maior densidade de cianobactérias fitoplanctônicas foi julho (EA 02) com 206275 céls.mL⁻¹ e o mês com menor densidade foi o mês de dezembro (EA 02) com 18988 céls.mL⁻¹ (Figura 14).

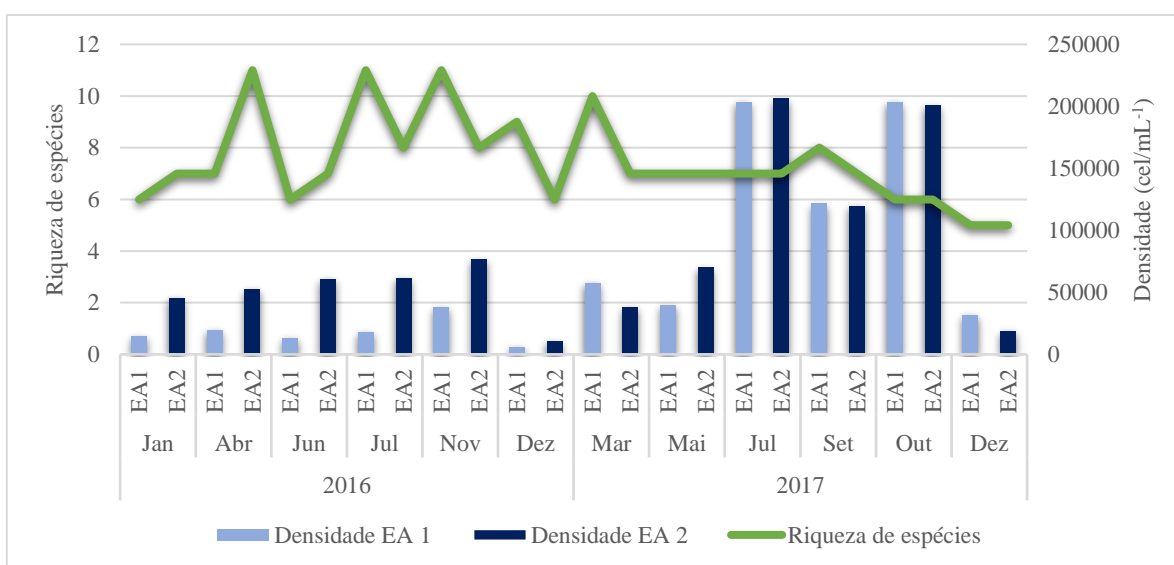


Figura 14: Variação espaço-temporal da densidade e riqueza das cianobactérias fitoplanctônicas nas duas estações amostrais ao longo dos dois anos de estudo na lagoa Imboassica.

Durante todo o ano de 2016 pode-se observar um padrão de maiores densidades na EA 02 e durante o ano de 2017 as densidades foram semelhantes entre as duas estações amostrais. O padrão observado no ano de 2016 pode ser explicado pela localização dessa estação amostral, pois está localizada próximo ao canal de maior fluxo de lançamento de efluentes domésticos e industriais (tratados e não tratados), sendo esses nutrientes desencadeadores da eutrofização artificial e, conseqüentemente, aumento da biomassa fitoplanctônica. Após a abertura de barra da lagoa, a diferença da densidade entre as estações amostrais ficou menos evidente, devido à exportação de grande parte dos nutrientes disponíveis na coluna d'água, promovendo a diminuição da diferença entre as estações amostrais. Porém, no ano de 2017, foi detectado um grande aumento (até duas

vezes os valores encontrados no ano anterior) da densidade de cianobactérias e redução da riqueza de táxons. Jensen *et al.* (1994) explicam que nesses casos, mesmo havendo um crescimento elevado, a diversidade de espécies é reduzida, ocorrendo o predomínio de espécies oportunistas e mais adaptadas, como as cianobactérias.

Em novembro de 2016, a densidade de cianobactérias foi de 38280 céls.mL⁻¹ (EA 01) e 77200 céls.mL⁻¹ (EA 02), enquanto que no mês de dezembro a densidade foi de 6200 céls.mL⁻¹ (EA 01) e 10822 céls.mL⁻¹ (EA 02) (Figura 14). Assim, observa-se diminuição considerável da densidade de cianobactérias do mês de novembro para o mês de dezembro, a qual pode ser explicada pelo evento de abertura da barra de areia da lagoa, ocorrido no dia 17 novembro de 2016, um dia depois da coleta. Variações de salinidade repentinas e de grande magnitude como esta causam grandes alterações na composição e densidade de diversos organismos, desde organismos do topo da cadeia alimentar até a sua base, onde se encontra o fitoplâncton. Sugere-se que esta diminuição poderia ser explicada por duas vertentes que ocorrem simultaneamente: a saída de água da lagoa para o mar pode ter ocasionado a exportação de células de cianobactérias para o ambiente marinho, diminuindo assim a densidade nas estações amostrais e a entrada de água do mar favoreceria a morte celular por diferença osmótica, em função do aumento brusco da salinidade e devido à abertura de barra ocorrer em período de maré baixa e a lagoa encontrar-se a um nível altimétrico superior. Assim, a densidade de cianobactérias variou em escala espacial durante o ano de 2016, diferenciando-se entre as estações amostrais devido à entrada de efluentes não tratados por canais de drenagem que desaguam na lagoa. No ano de 2017 houve variação temporal da densidade em função das mudanças ocorridas no ecossistema após a abertura de barra da lagoa, pois após este evento não se pode detectar um padrão de densidade entre as estações amostrais. Assim, pode se aceitar a primeira hipótese proposta por este estudo.

Suzuki *et al.* (2002), também observaram redução da biomassa fitoplanctônica após um evento de abertura de barra na lagoa de Iquiparí, localizada na região Norte Fluminense. Santangelo *et al.* (2007) atribuíram a diminuição do teor de clorofila *a* após a abertura de barra na lagoa Imboassica como uma das consequências da diluição da água e do estresse osmótico do aumento da salinidade, consequentemente ocasionando a diminuição da produção primária. Philips, Badylak e Grosskopf (2002) também verificaram uma diminuição da densidade fitoplanctônica à medida que aumentavam as concentrações de salinidade na laguna do Rio Indian na Flórida (USA). Fato que pode ter

contribuído para seletividade e exclusão dos táxons de cianobactérias na lagoa Imboassica.

De acordo com a Resolução CONAMA (2005), para águas doce destinadas à atividade de pesca e à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, irrigação e aquicultura, a densidade máxima aceita de cianobactérias é de 50000 céls.mL⁻¹. Em 2016, observou-se que em abril (EA 02), junho (EA 02), julho (EA 02) e em novembro (EA 02), os valores de densidade de cianobactérias ultrapassaram 50000 céls.mL⁻¹ (Figura 14). No ano de 2017, em todas as coletas, com exceção do mês de dezembro, pelo menos uma estação amostral apresentou a densidade de cianobactérias acima de 50000 céls.mL⁻¹ (Figura 14). Palma-Silva, Albertoni e Esteves (2007) também observaram ocorrência de florações de cianobactérias na lagoa Imboassica, podendo concluir que esse problema já vem acontecendo há anos devido à elevada disponibilidade de nitrogênio e fósforo presentes na lagoa.

Embora tenha-se a certeza de que o fator mais agravante relacionado às florações diz respeito ao potencial tóxico intrínseco às cianobactérias, há ainda outras consequências danosas relevantes: déficit de oxigênio nas camadas mais inferiores da coluna d'água, alteração das características cênicas do ambiente, liberação de substâncias que produzem odor e sabor desagradáveis na água, quebra do equilíbrio do ecossistema, diminuição de espécies algais, dentre outros. (BRASIL, 2015). Devido à essa alta densidade de cianobactérias faz-se necessário o monitoramento dessas microalgas a fim de evitar danos à saúde animal, saúde pública e do próprio ecossistema como um todo (FIGUEIREDO, 2008; FERNANDES *et al.*, 2009)

A biomassa do fitoplâncton baseada na clorofila-*a* apresentou valores altos, dado que, foi analisando apenas uma classe de algas do fitoplâncton, que são as cianobactérias (Cyanophyceae) e não a comunidade fitoplanctônica como um todo. As maiores concentrações de clorofila-*a* foram registradas no ano de 2017, variando de 43,83 a 706,85 µg/L, com média de 189,37 µg/L (Figura 15). Houve tendência dos maiores valores de clorofila-*a* estarem concentrados nos meses de baixa pluviosidade, indicando uma relação direta com a biomassa fitoplanctônica. A baixa pluviosidade contribui para concentração de nutrientes requeridos e assim favorece maior desenvolvimento do fitoplâncton. No mês de dezembro de 2016, houve mudança considerável na concentração

de clorofila-*a* (diminuição de aproximadamente 20 vezes a média das coletas anteriores) devido à abertura de barra da lagoa, possibilitando a exportação do fitoplâncton para o ambiente marinho. Santangelo *et al.* (2007), estudando este mesmo ecossistema, encontraram valores de 234.82 a 4.30 µg/L, antes e depois de um evento de abertura de barra, valores semelhantes aos encontrados no ano de 2016 no presente estudo.

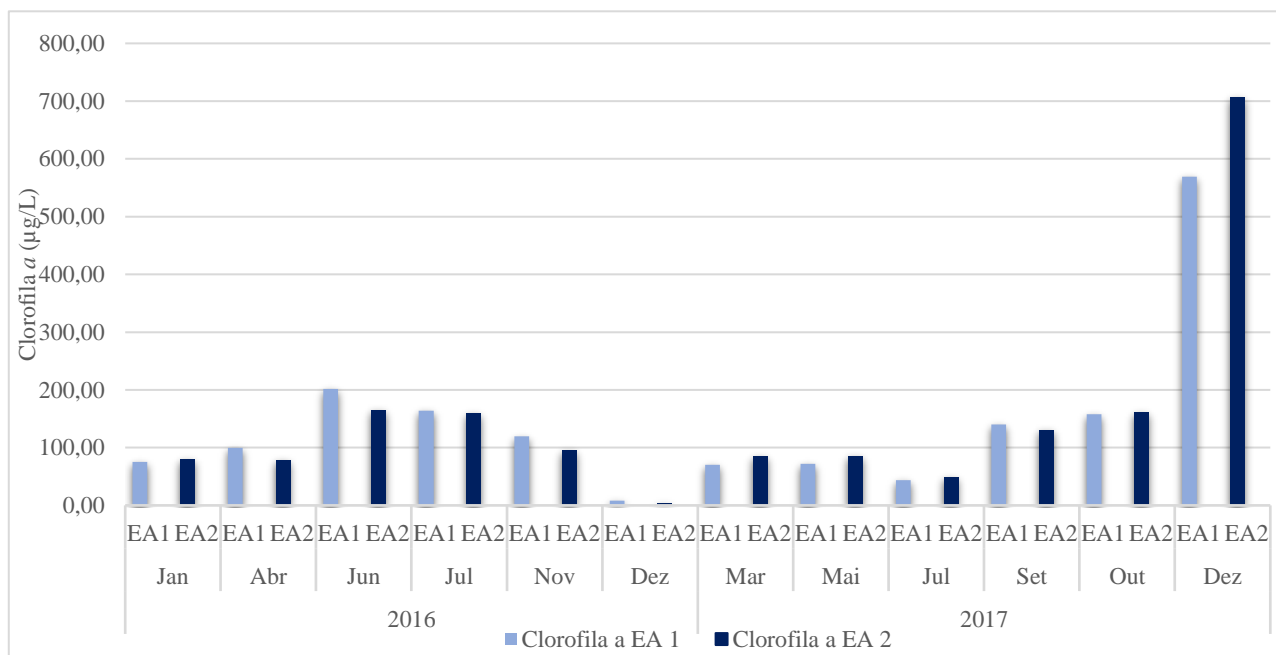


Figura 15: Variação espaço-temporal da clorofila-*a* nas duas estações amostrais ao longo dos dois anos de estudo na lagoa Imboassica.

Na Figura 16, é possível observar que a análise multivariada de correspondência canônica (ACC) para as variáveis limnológicas, clorofila-*a* e cianobactérias fitoplanctônicas resumiu 66,8 % da variação total dos dados nos dois primeiros eixos. O primeiro eixo explicou 37,81 % e o segundo eixo explicou 28,99 % da variabilidade dos dados. Pode-se observar que o eixo 1 apresentou a ordenação da maioria das variáveis limnológicas e das cianobactérias fitoplanctônicas. As espécies *Aphanocapsa delicatissima* e *Aphanocapsa elachista* foram relacionadas com as variáveis transparência da água e zona eufótica, que são altamente correlacionadas entre si e com a salinidade. O ortofosfato esteve correlacionado positivamente com clorofila-*a* e a profundidade, sendo considerado um fator limitante (WETZEL, 2001), assim como a profundidade, para o crescimento e proliferação das cianobactérias fitoplanctônicas. De acordo com Scheffer

et al. (1997), elevadas concentrações de nutrientes e clorofila-*a* aliado a baixos valores de transparência da água, sugerem uma dominância de cianobactérias.

A maioria das cianobactérias é cosmopolita e se desenvolve muito bem em sistemas com elevada concentração de nutrientes, pH de neutro a alcalino, pouca turbulência e elevadas temperaturas (TAVARES, 2013), assim como foi encontrado na lagoa Imboassica, promovendo um ambiente adequado para sua dominância, proliferação e formação de florações (*blooms*), principalmente de espécies potencialmente tóxicas. Melo (2001) concluiu que, após diversos eventos de abertura de barra, a salinidade e a concentração de nutrientes podem ser evidenciadas como fatores que definem os padrões de distribuição espacial do fitoplâncton na lagoa Imboassica. Diferente do que foi observado por Melo (2001), a salinidade e condutividade não variaram em relação as estações amostrais, mas sim em relação ao tempo, devido à abertura de barra da lagoa.

De acordo com Ifeanyi *et al.* (2011), luz, temperatura, pH, fluutuabilidade, nutrientes disponíveis e características biológicas de sua própria espécie são fatores importantes que afetam o crescimento de algas. Assim como houve diversas mudanças físico-químicas no ecossistema após a abertura de barra, como maior incidência de luminosidade e precipitação pluviométrica, o aumento da salinidade e condutividade elétrica, aumento da concentração de nutrientes, também ocorreram mudanças na comunidade fitoplanctônica, favorecendo o predomínio das espécies mais adaptadas ao novo meio, explicando a mudança das espécies do ano de 2016 para o ano de 2017, diminuição da riqueza e redução da distribuição entre os táxons.

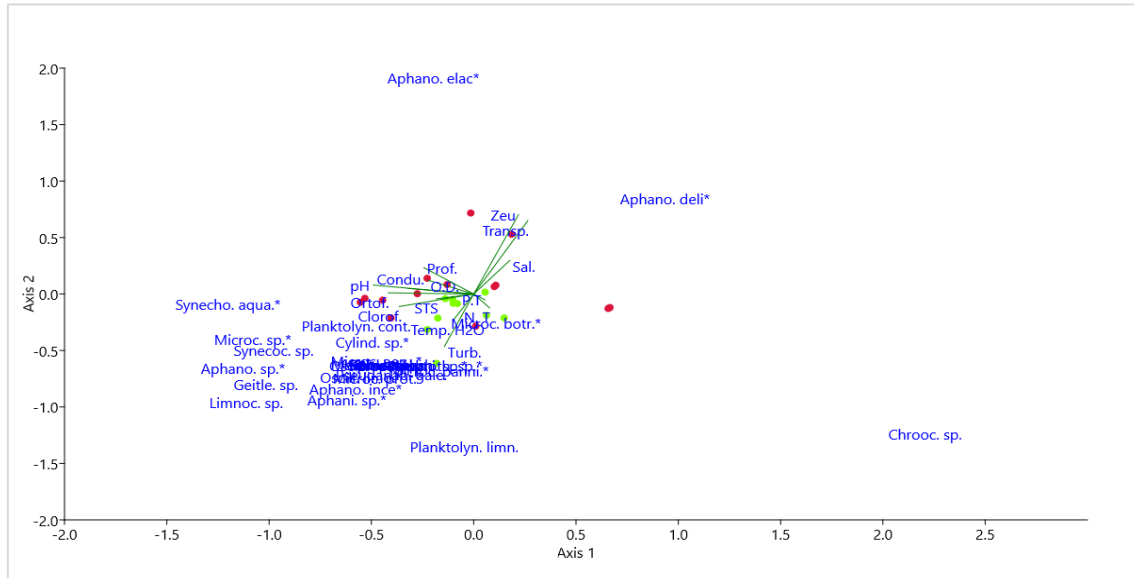


Figura 16: Análise multivariada de correspondência canônica (ACC) para ordenar espacialmente as variáveis abióticas e cianobactérias fitoplactônicas em relação as estações de amostragem (Pontos vermelhos equivalem as coletas do ano de 2017 e os pontos verdes as coletas do ano de 2016). Legenda: Clorofila-*a*; Prof.: Profundidade; Trans.: Transparência da água; Z. Eufótica: Zona eufótica; T. H₂O: Temperatura da água; O.D.: Oxigênio dissolvido da água; Sal.: Salinidade; Cond.: Condutividade; pH: Potencial hidrogeniônico; Turb.: Turbidez; STS: Sólidos totais em suspensão; P.Total: Fósforo total; Ortof.: Ortofosfato; N.Total: Nitrogênio total.

A lagoa Imboassica encontra-se em um elevado grau de eutrofização artificial, provocada por impactos antrópicos, decorrentes da elevada urbanização em seu entorno, devido aos efluentes domésticos e industriais que vem recebendo ao longo dos anos. Como consequência disso, vem se tornado cada vez mais constante a dominância de cianobactérias sobre as outras algas do fitoplâncton, ocasionando florações que, na maioria das vezes, são de espécies produtoras de toxinas.

Devido às recorrentes florações de cianobactérias potencialmente produtoras de toxinas faz-se necessário o monitoramento constante das cianobactérias fitoplanctônicas desse ecossistema, cuidado com recreação e principalmente consumos de pescados oriundos da lagoa Imboassica a fim de diminuir os possíveis riscos para a população e os organismos do próprio ecossistema.

Após a abertura da barra de areia da lagoa Imboassica foram observadas mudanças bruscas nas variáveis limnológicas e nas cianobactérias fitoplanctônicas, acarretando drásticas alterações nas condições ambientais deste ecossistema. Através dos estudos anteriores e dos resultados obtidos neste estudo, pode-se comprovar que a abertura de barra não é a melhor forma de diminuir a eutrofização artificial desse ecossistema, uma vez que após o fechamento da mesma, os níveis de nutrientes nitrogenados e fosfatados continuam aumentando favorecendo ainda mais as florações de cianobactérias fitoplanctônicas.

A lagoa Imboassica carece de estudos que analise as toxinas liberadas pelas cianobactérias presentes em sua coluna d'água, assim como possíveis doenças causadas pelo contato, ingestão de água e de pescados contaminados. Além de estudos sobre impactos dessas toxinas nos organismos aquáticos da lagoa e consequências a curto e longo prazo.

6. CONCLUSÕES

- Na lagoa Imboassica registrou-se baixa riqueza e elevada densidade de cianobactérias fitoplanctônicas;
- Houve alta concentração de colorofila *a* principalmente nos meses de baixa pluviosidade;
- Durante todo o estudo houve a presença de 17 táxons de cianobactérias produtoras de cianotoxinas;
- Os gêneros de cianobactérias fitoplanctônica produtores de toxina que obtiveram maior contribuição em relação a dominância foram *Microcystis*, *Aphanocapsa* e *Synechocystis*;
- A densidade de cianobactérias variou em escala espacial durante o ano de 2016 devido à entrada de efluentes não tratados por canais de drenagem que desaguardam na lagoa. No ano de 2017 houve variação temporal em função das mudanças ocorridas no ecossistema após a abertura de barra da lagoa;
- A abertura de barra da lagoa Imboassica promove alterações nos parâmetros limnológicos afetando não só a riqueza, mas também a densidade das cianobactérias fitoplanctônicas.

7. REFERÊNCIAS

ALVES, F. B. **Aspectos ecofisiológicos das cianobactérias em uma lagoa costeira urbana (lagoa Juara, Serra, ES)**. 2015. 95 f. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

ALVES, M. S. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. 2005. 165 f. Dissertação (Mestrado), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

APHA – American Public Health Association, **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 1998. Greenberg, A. E., L. S. Clesceri & A. D. Eaton (eds). 20 ed. USA: Washington D. C.

A TRIBUNA. **Ambiente investiga morte de peixes em Imboassica**. 2017. Disponível em: <<http://www.tribunarj.com.br/ambiente-investiga-morte-de-peixes-em-imboassica/>>. Acesso em: 08 de out. 2018.

AZEVEDO, S. M. F. O. **Toxinas de Cianobactérias: Causas e consequências para a Saúde Pública**. Medicina On Line: Revista Virtual de Medicina, [s.l.], v. 1, n. 3, p.01-16, set. 1998.

BARRETO, G. S. **Mapeamento ambiental da Bacia Hidrográfica da Lagoa Imboacica: subsídio para construção de planos de bacia**, 2009, 148f. Dissertação (Mestrado), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Macaé, 2009.

BERGAMIN, L. L. N. **Avaliação da estrutura e dinâmica das algas perifíticas em sistema de piscicultura intensiva e sua contribuição para o manejo sustentável**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES. 2016,70 p.

BICUDO, C. E. M. & MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do brasil: chave para identificação e descrições**. 3ª ed. São Carlos: Rima, 2017. 552 p.

BRANCO, L. H. Z. *et. al.* **Biodiversidade e considerações biogeográficas das cianobacterias de uma área de manguezal do estado de Pernambuco, Brasil**. Acta Bot. Bras, Pernambuco, v. 4, n. 17, p.585-596, 2003.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Fundação Nacional De Saúde. (Org.). **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: pg 56, 2003.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Cianobactérias/cianotoxinas: procedimentos de coleta, preservação e análise**. Brasília: 106 pg, 2015.

BRASIL. INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Monitoramento do el niño durante djf-2019**. Disponível em: <<http://enos.cptec.inpe.br/#>>. Acesso em: 07 ago. 2019.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais**. São Carlos: Rima Editora, 2006. 118 p.

CAMARA, E. M. *et al.* **Short-term changes in two tropical coastal lagoons: Effects of sandbar openings on fish assemblages**. Journal of Coastal Research, Coconut Creek, Florida, v. 341, p.90-105, jan. 2018. Coastal Education and Research Foundation.

CARMICHAEL, W.W. 1992. **Cyanobacteria secondary metabolites - the cyanotoxins**. Journal of Applied Bacteriology, 72: 445-459.

CETESB - COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais**. São Paulo: CETESB, 2013. 56 p.

COLE, G. A. **Textbook of limnology**. Saint-Louis: C. V. Mosby, 1975. 283p.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 2005. **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 18/03, p.58.

CORDEIRO-ARAÚJO, M. K.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. **Active release of microcystins controlled by an endogenous rhythm in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa***. Phycological Research, [s.l.], v. 61, n. 1, p.1-6, 2012.

DOMINGOS, P. *et al.* **Eventos de mortandade de peixes associados a florações fitoplanctônicas na lagoa rodrigo de freitas: programa de 10 anos de monitoramento**. Oecologia Australis, [s.l.], v. 16, n. 03, p.441-466, 2012.

ESTEVEES, F. A. **Lagoas costeiras: origem, funcionamento e possibilidades de manejo.** *In:* (ed.). **Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ).** Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ. 1998a.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998b. 602p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 3ª Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.

ESTEVEES, F.A. *et al.* 2008. **Neotropical coastal lagoons: An appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management.** *Brazilian Journal of Biology*, 68: 967-981, 2008.

FARIAS, R. N. **De campo a cidade: urbanização e eutrofização artificial de um ecossistema aquático costeiro (Lagoa Imboassica, RJ).** 2018. 145 f. Tese (doutorado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé, 2018.

FERREIRA, M. I. P. *et al.* (Org.). **Engenharia & Ciências Ambientais: contribuições à gestão ecossistêmica.** Macaé: Essentia Editora, 2019. 454 p. Disponível em: <<http://www.essentiaeditora.iff.edu.br/index.php/livros/issue/view/238/showToc>>. Acesso em: 21 ago. 2019.

FERNANDES, V. O. **Variação temporal da estrutura e dinâmica da comunidade perifítica em dois tipos de substratos na lagoa Imboassica, Macaé (RJ).** 1997. 198f. Tese- Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.

FERNANDES, V. O. *et al.* **Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações.** *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, n. 2, p. 247-258, 2009.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A.; BIRD, D. F. **Does allelopathy contribute to *cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) bloom occurrence and geographic expansion?** *Journal Of Phycology*, [s.l.], v. 43, n. 2, p.256-265, 2007.

FIGUEIREDO, C. C. **Variações da comunidade fitoplanctônica em uma área de captação de água do rio Jucu (Vila Velha-ES) e ocorrência de cianobactérias.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008. 169p.

FREITAS, E. C. *et al.* **Can mixtures of cyanotoxins represent a risk to the zooplankton? The case study of *Daphnia magna* Straus exposed to hepatotoxic and neurotoxic cyanobacterial extracts.** Harmful Algae, [s.l.], v. 31, p.143-152, 2014.

GAMA, T. **Regata movimentada lagoa de Imboassica.** 2007. Disponível em: <<http://www.macaee.rj.gov.br/noticias/leitura/noticia/regata-movimentada-lagoa-de-imboassica>>. Acesso em: 08 out. 2018.

GIL, W. **Lagoa de Imboassica recebe evento esportivo.** 2016. Disponível em: <<https://www.odebateon.com.br/site/noticia/detalhe/35570/lagoa-de-imboassica-recebe-evento-esportivo>>. Acesso em: 08 out. 2018.

GOMES, A. M. A. **Estudo Ecofisiológico de Cianobactérias Formadoras de Florações na Lagoa de Jacarepaguá.** 2011. 186 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T., AND P. D. RYAN, 2001. **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis.** Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.

HARKE, M. J. *et al.* **A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp.** Harmful Algae, United States, v. 54, p.4-20, abr. 2016.

HAVENS, K. E. *et al.* **Dynamics of cyanobacteria blooms are linked to the hydrology of shallow Florida lakes and provide insight into possible impacts of climate change.** Hydrobiologia, Florida, v. 829, n. 1, p.43-59. 2017.

IFEANYI, V. O. *et al.* **Determination of the effect of light and salt concentrations on *Aphanocapsa* algal population.** African Journal of Microbiology Research, [s.l.], v. 5, n. 17, p.2488-2492, 2011.

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Gráficos meteorológicos.** 2017. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo/graficos>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

JENSEN, P.; JEPPESEN, E.; OLRİK, K.; KRISTENSEN, P. **Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in**

shallow danish lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 51: 1994. p.1692-1699.

KOMÁREK, J. *et al.* **Two common *Microcystis* species (Chroococcales, Cyanobacteria) from tropical America, including *M. panniformis* sp. nov.** Algologie, Czech Republic, v. 23, p.159-177, 2002.

KOMÁREK, J. *et al.* **Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach.** Preslia, Czech Republic, v. 86, p.295-335, 2014.

KOZLOWSKY-SUZUKI, B.; BOZELLI, R. L. **Resilience of a zooplankton community subjected to marine intrusion in a tropical coastal lagoon.** Hydrobiologia, [s.i], v. 522, p.165-177, 2004.

LEÃO, B. M. **Biomassa, taxonomia e ecologia do fitoplâncton do estuário do Rio Igarassu (Pernambuco/Brasil).** 2004. 71 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2004.

LUND J. W. G.; KIPLING, C. R., LENCREN, E. D. **The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimating by counting.** Hydrobiologia, v.11, p. 143- 170, 1958.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. **Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS.** Rev. Brasil. Biol, [s.i], v. 3, n. 59, p.361-376, 1999.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. **O Microcystin contamination in fish from the Jacarepagua lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk.** Toxicon v. 39, 1077-1085, 2001.

MELO, S. **Fitoplâncton da lagoa Imboassica (Macaé, RJ-Brasil): flora, estrutura de comunidade e variações espaciais e temporais.** Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001. 154p.

MELO, S.; BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.A. **Temporal and spatial fluctuations of phytoplankton in a tropical coastal lagoon, southeast Brazil.** Braz. J. Biol., [s.i], v. 3, n. 67, p.475-483, out. 2007.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. **Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas**. Oecol. Bras, v. 13, n. 2, p. 229-246. 2009.

MARGALEF, R. 1958. **Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton**. In: A.A. Buzza Traverso (ed.). Perspectives in marine biology. University of California Press, Berkeley. 323 – 349.

MARQUES, M. C. H. **Typha domingensis Pers. (Typhaceae): do artesanato à fitorremediação de ambientes aquáticos continentais eutrofizados**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé, 2015. 104 f.

MEREL, S. *et al.* **State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins**. Environment International, [s.l.], v. 59, p.303-327, 2013.

MOROTE, A. **Vereador alerta sobre esgoto jogado na lagoa de Imboassica, em Macaé**. 2015. Disponível em: <<https://riodasostrasjournal.blogspot.com/2014/04/vereador-alerta-sobre-egotojogado-na.html>>. Acesso em: 08 out. 2018.

NUSCH, E. A., & PALME, G., 1975. **Biologische methoden für die praxis der gewässeruntersuchung. Bestimmung des Chlorophyll a und phaeopigmentgehaltes in oberflächenwasser**. GWF-Wasser/Abwasser 116, 562-565.

OLIVEIRA, L. B. **Variação espaço-temporal das respostas ecofisiológicas da comunidade fitoplanctônica em uma lagoa costeira tropical com múltiplos usos: lagoa Juara (Serra, ES)**. 2011. 145 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

OLIVEIRA, M. M. *et al.* **Presença de microcistina durante eventos de florações de microalgas na Lagoa de Araruama**. Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, Campos dos Goytacazes, v. 5, n. 1, p.35-45, 2011.

PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; ESTEVES, F. A. **Efeito de perturbações antrópicas sobre as comunidades de macrófitas e de macroinvertebrados associados (LAGOA IMBOASSICA, RJ)**. Brazilian Journal Of Ecology. São Paulo, p. 26-32. 2007.

PANOSSO, R. F.; ATTAYDE, J. L.; MUEHE, D. **Morfometria das lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus: implicações para seu funcionamento e manejo**. In: F. A. ESTEVES (ed.). Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional

da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Macaé (Rio de Janeiro): NUPEM, 1998.

PHLIPS, E.j.; BADYLAK, S.; GROSSKOPF, T. **Factors Affecting the Abundance of Phytoplankton in a Restricted Subtropical Lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, [s.l.], v. 55, n. 3, p.385-402, 2002.

POMPÊO, M. *et al* (Org.). **Ecologia de reservatórios e interfaces.** São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.** 3. ed. São Paulo. Escrituras, 2006.749p.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton.** Cambridge Univ. Press, Oxford, 1984.

ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (Org.). **Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação.** São Carlos: Rima, 2004. 376 p.

SAAD, A. M.; BEAUMORD, A. C.; CARAMASCHI, E. P. **Effects of Artificial Canal Openings on Fish Community Structure of Imboassica Coastal Lagoon, Rio de Janeiro, Brazil.** Journal of Coastal Research. Northern Ireland. 634-639 p. 2002.

SANTANGELO, J. M. *et al.* **Zooplankton responses to sandbar opening in a tropical eutrophic coastal lagoon.** Estuarine, Coastal and Shelf Science, [s.l.], v. 71, n. 3-4, p.657-668, fev. 2007.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* **Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales.** Revista Brasil. Bot., São Paulo, v. 27, n. 2, p.213-227, abr. 2004.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* 2012. **Atlas de cianobactérias e microalgas de águas continentais brasileiras.** Publicação eletrônica, Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Ficologia. São Paulo. 175p.

SANTOS, A. M. *et al.* **Effects of the sand bar breaching on *Typha domingensis* (Pers.) in a tropical coastal lagoon.** Hydrobiologia, v. 556, p. 61-68. 2006.

SÃO PAULO (Estado). Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Fitoplâncton de água doce: método qualitativo e quantitativo**. São Paulo: CETESB, 2005. 23 p.

SCHÄFER, A. **Tipificação ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil**. Acta Limnologica Brasiliensia. v. II, p. 29-55.1988.

SCHEFFER, M. *et al.* **On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes**. Ecology, [s.i], v. 1, n. 78, p.272-282, 1997.

SETUBAL, R. B. *et al.* **Effects of sandbar openings on the zooplankton community of coastal lagoons with different conservation status**. Acta Limnologica Brasiliensia, [s.i], v. 25, n. 3, p.246-256, 2013.

SOUZA, A. R. **Modelagem fuzzy da dinâmica de cianobactérias e análise de risco ambiental em rios, utilizando parâmetros hidráulicos e de transporte de massa**. Tese de Doutorado. 2016. 132f.

SUZUKI, M. S. *et al.* **Sand bar opening in a coastal lagoon (Iquipari) in the northern region of Rio de Janeiro state: Hydrological and hydrochemical changes**. Braz. J. Biol., Rio de Janeiro, v. 1, n. 62, p.51-62, 2002.

TAVARES, L. H. S. **Uso Racional da água em Aquicultura**. Jaboticabal: Maria de Lourdes Brandel - ME, 2013. 190 p.

UEHLINGER, V. **Étude statistique dès méthodes de dénobrement planctonique**. Arch. Sci., 1964, 1792: 121–123.

UTERMÖHL, H. **Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton – methodik**. Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol, 1958, v.9, p. 1–38.

VALDERRAMA, J. C., **The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters**. Mar Chem 10:1109–1122. 1981.

WETZEL, R. G. **Limnology**, 3rd ed. San Diego: Academic Press, 2001.

WOOD, R. **Acute animal and human poisonings from cyanotoxin exposure — A review of the literature**. Environment International, Perth, Australia, v. 91, p.276-282, mar. 2016.