



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

ADEMIR DA SILVA BARROS

**IDENTIFICAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS DE UM ECOSISTEMA AQUÁTICO
DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DO RIO CURIAÚ, AMAPÁ,
AMAZÔNIA, BRASIL.**

Macapá-AP

2018

ADEMIR DA SILVA BARROS

**IDENTIFICAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS DE UM ECOSISTEMA AQUÁTICO
DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DO RIO CURIAÚ, AMAPÁ,
AMAZÔNIA, BRASIL.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Ciências Ambientais da Universidade Federal do Amapá– UNIFAP, como requisito para obtenção do título de Bacharel em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Me. Arialdo Martins da Silveira Junior

Macapá-AP

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Biblioteca Central da Universidade Federal do Amapá

579.1

B277i

Barros, Ademir da Silva

Identificação de cianobactérias de um ecossistema aquático da Área de Proteção Ambiental (APA) do Rio Curiaú, Amapá, Amazônia, Brasil / Ademir da Silva Barros; orientador, Arialdo Martins da Silveira Júnior. -- Macapá, 2018.

60 f.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Fundação Universidade Federal do Amapá, Coordenação do Curso de Ciências Ambientais.

1. Fitoplanctônicos (algas). 2. Cianobactérias. 3. Cianotoxinas. 4. Organismos aquáticos. I. Silveira Júnior, Arialdo Martins da, orientador. II. Fundação Universidade Federal do Amapá. III. Título.

**IDENTIFICAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS DE UM ECOSISTEMA AQUÁTICO
DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DO RIO CURIAÚ, AMAPÁ,
AMAZÔNIA, BRASIL.**

BANCA EXAMINADORA

Msc. Arialdo Martins da Silveira Junior (DMAD-UNIFAP)
(Orientador)

Prof. Dr. Marcelo José de Oliveira (DMAD-UNIFAP)
(Membro)

Msc. Elane Domênica de Souza Cunha (IEPA)
(Membro)

Macapá-AP

2018

DEDICATÓRIA

*Dedico este trabalho à minha vovó **Maria** por ter me educado e transmitido os valores indispensáveis para a vida.*

*Ao meu amado pai **Antônio** que sempre terá lugar no meu coração.*

*Às minhas amigas que sempre me recebem com o café da tarde, **Paula** e **Maria**.*

AGRADECIMENTOS

“Ninguém conseguirá realizar grandes sonhos estando sozinho”.

Agradeço por cada pessoa enviada por Deus para fazerem parte da minha vida nos últimos anos, certamente foi um presente divino.

Aos meus colegas de graduação, em especial aos que se tornaram grandes amigos nessa caminhada: Gabriele Luini, Ana Carolina, Wellington Santos, João Alberto e Bruno Borges.

Aos meus tios Valmir e Manoel por todo o apoio e incentivo desde o começo dessa caminhada.

À Nathália Mota por toda paciência, compreensão e companheirismo nos momentos conturbados dos dias mais difíceis dos últimos dois anos.

Agradeço à Maria Silva e Paula Pabliany pela amizade e por me ouvirem e compartilharem dos momentos da jornada acadêmica sempre com muito carinho e bom humor, espero que sejam sempre minhas amigas.

Agradeço muito ao orientador desta monografia, prof. Me. Arialdo Martins da Silveira Júnior, pela dedicação e paciência em orientar tanto este trabalho quanto das minhas amigas Ana Carolina Santos e Gabriele Luini Bastos, obrigado por ser essa pessoa extremamente humilde e com tanta humanidade dentro de si.

Agradeço muito a Gabriele Luini e Ana Carolina pela amizade de vocês.

Sem mais. Agradeço a todos que contribuíram para a realização deste trabalho.

IDENTIFICAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS DE UM ECOSISTEMA AQUÁTICO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA) DO RIO CURIAÚ, AMAPÁ, AMAZÔNIA, BRASIL.

RESUMO

As cianobactérias são microrganismos fitoplanctônicos (algas) incluídos dentro do domínio Bactéria e constituem um grupo ancestral, com mais de 3,5 bilhões de anos. Elas podem se desenvolver facilmente em ambientes com elevados níveis de nutrientes, com preferência aos ecossistemas de água doce, onde podem se desenvolver demasiadamente e ocasionar floração ou “bloom”. Isto causa inúmeros impactos ao recurso hídrico e aos seus múltiplos usos, sobretudo pela liberação de toxina para o ecossistema aquático. Partindo disto, este estudo buscou identificar taxonomicamente a comunidade de cianobactérias de amostras coletadas ao longo do Rio Curiaú, relacionando a presença desses microrganismos com parâmetros ambientais mensurados *in situ* no período de junho/2016 a outubro/2017, verificando táxons já mencionados na literatura como potencialmente tóxicos. Para isso, foram realizadas coletas trimestrais em três sítios de amostragem em regiões estratégicas do Rio Curiaú. Amostras do fitoplâncton e do perifíton foram coletadas e fixadas com solução de *Transeau* para identificação por microscopia óptica. Foram, também, mensurados *in situ* os parâmetros físico-químicos pH, OD, CE, Temperatura e Transparência da água. Os dados foram tratados estatisticamente através de análises descritivas, análise de variância e testes de correlação, ambos significativos a $p < 0,05$. Um total de 17 táxons de cianobactérias foram identificados e agrupados em quatro (4) ordens taxonômicas: Chroococcales, Nostocales, Synechococcales e, com predominância desta última, Oscillatoriales. Seis (6) táxons são citados na literatura como potencialmente tóxicos produtores de hepatotoxinas e neurotoxinas. O táxon mais frequente (F) é do gênero *Kamptomonema* (67%), potencialmente tóxico. As variáveis ambientais não apresentaram influência sobre a composição de cianobactérias ($p > 0,05$) para a área de estudo. Contudo, esta pesquisa sinaliza para a importância do monitoramento das variáveis ambientais e biológicas no rio Curiaú, visando, sobretudo, a identificação e prevenção da ocorrência de “blooms” nos ecossistemas da região. Além disso, estes dados constituem informações pioneiras sobre a biodiversidade fitoplanctônica da APA do rio Curiaú.

Palavras-chaves: Cianobactérias, Cianotoxinas, Parâmetros físico-químicos

ABSTRACT

Cyanobacteria are phytoplanktonic microorganisms (algae) included within the Bacteria domain and constitute an ancestral group, more than 3.5 billion years old. They can develop easily in environments with high levels of nutrients, with preference to freshwater ecosystems, where they can develop too much and cause bloom or bloom. This causes innumerable impacts to the water resource and its multiple uses, mainly by the release of toxin to the aquatic ecosystem. This study aimed to identify the community of cyanobacteria taxonomically from samples collected along the Curiaú River, correlating the presence of these microorganisms with environmental parameters measured in situ from June / 2016 to October / 2017, checking taxa already mentioned in the literature as potentially toxic. For that, quarterly collections were carried out at three sampling sites in strategic regions of the Curiaú River. Phytoplankton and periphyton samples were collected and fixed with Transeau solution for identification by light microscopy. The physical-chemical parameters pH, OD, CE, Temperature and Transparency of water were also measured in situ. The data were treated statistically through descriptive analysis, analysis of variance and correlation tests, both significant at $p < 0.05$. A total of 17 taxa of cyanobacteria were identified and grouped into four (4) taxonomic orders: Chroococcales, Nostocales, Synechococcales and, predominantly, Oscillatoriales. Six (6) taxa are cited in the literature as potentially toxic producers of hepatotoxins and neurotoxins. The most frequent taxon (F) is of the genus *Kamptonema* (67%), potentially toxic. The environmental variables had no influence on the composition of cyanobacteria ($p > 0.05$) for the study area. However, this research points to the importance of monitoring the environmental and biological variables in the Curiaú River, aiming, above all, to identify and prevent the occurrence of blooms in the ecosystems of the region. In addition, these data constitute pioneering information on the phytoplanktonic biodiversity of the APA of the Curiaú River.

Key-words: Cyanobacteria. Cyanotoxins. Physico-chemical parameters.

LISTA DE FIGURAS

FOTOGRAFIA 1: MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DOS PONTOS DE AMOSTRAGEM NA BACIA DO RIO CURIAÚ.....	21
FOTOGRAFIA 2: SÍTIOS DE AMOSTRAGEM A, B E C NA ÁREA DE ESTUDO.....	23
FOTOGRAFIA 3: A) REDE DE FITOPLÂNCTON COM ABERTURA DE 20 μ M UTILIZADO NA COLETA DO MATERIAL FITOPLANCTÔNICO; B) FRASCOS PARA O ARMAZENAMENTO DE AMOSTRAS EM SOLUÇÃO DE TRANSEAU.....	23
FOTOGRAFIA 4: IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA DO FITOPLÂNCTON POR MICROSCOPIA ÓPTICA.....	24
FOTOGRAFIA 5: : A) APARELHOS UTILIZADOS NA MENSURAÇÃO DAS VARIÁVEIS CE, PH, OD E TEMPERATURA; B) DISCO DE SECCHI UTILIZADO PARA MENSURAR A TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA.....	25

LISTA DE QUADROS E TABELAS

TABELA 1: COORDENADAS GEOGRÁFICAS DOS SÍTIOS DE AMOSTRAGEM NA ÁREA DE ESTUDO.....	21
TABELA 2: VALORES ABSOLUTOS, MÉDIAS, DESVIOS PADRÕES E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DOS PARÂMETROS ABIÓTICOS AVALIADOS NO ESTUDO.....	36
TABELA 3: MATRIZ DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN ENTRE PARÂMETROS AMBIENTAIS ABIÓTICOS MENSURADAS NO PERÍODO DE ESTUDO.....	44
TABELA 4: LISTA DE TÁXONS IDENTIFICADOS, CLASSE DE FREQUÊNCIA (CF) E LOCAL DE OCORRÊNCIA.....	27
QUADRO 1: GÊNEROS POTENCIALMENTE TÓXICOS IDENTIFICADOS NA APA DO CURIAÚ E TOXINAS PRODUZIDAS.....	34

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1: DISTRIBUIÇÃO DAS CIANOBACTÉRIAS IDENTIFICADAS POR ORDEM TAXONÔMICA.	28
GRÁFICO 2: DISTRIBUIÇÃO DA RIQUEZA AO LONGO DOS PERÍODOS SAZONAIS E DOS SÍTIOS DE AMOSTRAGEM.....	29
GRÁFICO 3: DENDOGRAMA DE ASSOCIAÇÃO (CLUSTER HIERÁRQUICO) DA RIQUEZA DE CIANOBACTÉRIAS ENTRE OS SÍTIOS E PERÍODOS DE AMOSTRAGEM.	30
GRÁFICO 4: DENDOGRAMA DE ASSOCIAÇÃO (CLUSTER HIERÁRQUICO) DA RIQUEZA DE CIANOBACTÉRIAS ENTRE OS SÍTIOS E PERÍODOS DE AMOSTRAGEM.	31
GRÁFICO 5: FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA (%) DOS TÁXONS IDENTIFICADOS PARA O RIO CURIAÚ.....	32
GRÁFICO 6: VALORES MÉDIOS DE TEMPERATURA (°C) AO LONGO DOS PERÍODOS E SÍTIOS DE AMOSTRAGEM.....	37
GRÁFICO 7: VALORES MÉDIOS DE TEMPERATURA (°C) AO LONGO DOS PERÍODOS E SÍTIOS DE AMOSTRAGEM.....	38
GRÁFICO 8: VALORES MÉDIOS DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) ($\mu\text{S}/\text{CM}$) AO LONGO DOS PERÍODOS E SÍTIOS DE AMOSTRAGEM.	40
GRÁFICO 9: VALORES MÉDIOS DE PH AO LONGO DOS PERÍODOS E SÍTIOS DE AMOSTRAGEM.	41
GRÁFICO 10: VALORES MÉDIOS DE OD (MG/L) AO LONGO DOS PERÍODOS E SÍTIOS DE AMOSTRAGEM.	43
GRÁFICO 11: CORRELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS AMBIENTAIS: A)TRANSPARÊNCIA (M) E PH; B)TRANSPARÊNCIA (M) E CE ($\mu\text{S}/\text{CM}$); C) TRANSPARÊNCIA (M) E OD (MG/L); D) PH E CE ($\mu\text{S}/\text{CM}$).....	45

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 PERGUNTAS	10
3 HIPÓTESES	11
4 OBJETIVOS	11
4.1 GERAL	11
4.2 ESPECÍFICOS	11
5 REFERENCIAL TEÓRICO	12
5.1 CIANOBACTÉRIAS E TOXINAS	12
5.2 CIANOBACTÉRIAS E PADRÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA	14
5.3 ESTUDOS FITOPLANCTÔNICOS LOCAIS	16
6 MATERIAL E MÉTODOS	19
6.1 ÁREA DE ESTUDO	19
6.2 PERIODICIDADE DE AMOSTRAGEM, COLETA E IDENTIFICAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS	21
6.3 MÉTODOS DE MENSURAÇÃO DOS PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA	25
6.4 TRATAMENTO DOS DADOS	25
7 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
7.1 COMPOSIÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS DO RIO CURIAÚ	26
7.1.1 Riqueza	26
7.1.2 Riqueza	26
7.1.3 Frequência de ocorrência e táxons potencialmente tóxicos	31
7.2 PARÂMETROS AMBIENTAIS ABIÓTICOS	35
7.2.1 Temperatura (°C)	37
7.2.2 Transparência (m)	38
7.2.3 Condutividade Elétrica (CE) (µS/cm)	39
7.2.4 Potencial Hidrogeniônico (pH)	41
7.2.5 Oxigênio dissolvido (OD)	42
7.3 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS ABIÓTICOS	44
7.4 ANÁLISE DA CORRELAÇÃO DA RIQUEZA DE CIANOBACTÉRIAS E OS PARÂMETROS AMBIENTAIS	46
8 CONCLUSÕES	48
REFERÊNCIAS	50
ANEXO	59
Prancha de Identificação	59

1 INTRODUÇÃO

As cianobactérias, também conhecidas como algas azuis, são organismos fitoplanctônicos (algas) incluídos dentro do domínio Bactéria e constituem um grupo ancestral de micro-organismo, com mais de 3,5 bilhões de anos, sendo os primeiros a apresentar clorofila e realizar fotossíntese.

A divisão Cyanophyta (cianobactérias) até o ano de 2013 apresentava uma única classe, Cyanophyceae. Dentro desta, podia-se encontrar quatro ordens: Chroococcales, Oscillatoriales, Nostocales, Stigonematales. No entanto, um novo sistema de classificação foi criado por Komárek et al. (2014), onde foram consideradas as principais características morfológicas que diferenciam os indivíduos dentro da classe taxonômica. Nesse sistema, o número de ordem passou de 4 (quatro) para 8 (oito), sendo elas: Gloeobacterales, Synechococcales, Spirulinales, Chroococcales, Pleurocapsales, Chroococcidiopsidales, Oscillatoriales e Nostocales.

Estudos da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) (2003) mostram que cianobactérias possuem uma capacidade de se desenvolver em diferentes meios aquáticos, mas os ambientes de água doce são os que mais favorecem o seu desenvolvimento, haja vista que as águas com pH entre 6 e 9, neutroalcalinas, temperaturas entre 15°C e 30°C e concentração elevada de nutrientes como o fósforo e nitrogênio propiciam o crescimento desses micro-organismos.

Desta forma, as cianobactérias podem se desenvolver com maior facilidade em ambientes com elevados níveis de nutrientes, onde podem se proliferar em grande quantidade e desenvolver uma camada verde sob água que é denominada floração ou “bloom”. Fatores físicos e químicos como o nível de luminosidade e condutividade elétrica podem influenciar diretamente neste fenômeno.

As florações de cianobactérias produzem impactos em nível ambiental, social e econômico. Os blooms caracterizam-se pela formação de uma camada densa verde na lamina d'água que interfere em sua qualidade cênica e, conseqüentemente, impossibilita o seus múltiplos uso, como balneabilidade, abastecimento de populações, aquicultura e pesca, irrigação na agricultura, entre outros. Entretanto, um dos agravantes é o risco a saúde pública, por intoxicações promovidas pelo consumo de água rica em metabólitos secundários de cianobactérias.

Devido à toxicidade das cianobactérias, a resolução (BRASIL, 2005) estabelece um limite máximo para a presença de cianobactérias em corpos d'água. Em rios de classe 1, a densidade de cianobactérias não pode exceder o valor de 20.000 cel./mL ou 2 mm³/L. Para os de classe 2 a densidade não pode exceder o valor de 50.000 cel./mL ou 5 mm³/L. Já no caso dos rios de Classe 3 as cianobactérias não podem ultrapassar o limite de 100.000 cel./mL ou 10 mm³/L.

Com isto, este estudo parte dos seguintes questionamentos: quais táxons de cianobactérias potencialmente tóxicos descritos na literatura compõem a biodiversidade fitoplanctônica encontrada no Rio Curiaú? Os fatores físico-químicos exercem influência na presença das cianobactérias do Rio Curiaú?

Atualmente muitas UC's do Estado sofrem com a pressão do avanço urbano, condição em que se encontra a APA do Rio Curiaú por estar localizada a poucos quilômetros do centro da capital Macapá. É importante mencionar que a bacia do rio Curiaú sofre com ações diretas da presença antrópica, sobretudo, por seu uso irrestrito para a balneabilidade e recreações (TAKIYAMA et al., 2003; AMAPÁ, 2011).

Diante dessas informações e conhecendo o potencial tóxico das cianobactérias através da produção de cianotoxinas e das consequências nocivas ao ambiente aquático e à espécie humana, esta pesquisa tem por objetivo identificar a comunidade de cianobactérias a partir de amostras coletadas em três sítios de amostragem ao longo do Rio Curiaú e verificar se há relação destas com os parâmetros ambientais (pH, OD, CE, Temperatura e Transparência da água) mensurados *in situ* no período de junho/2016 a outubro/2017, verificando a ocorrência de cianobactérias já descritas como potencialmente tóxicas conforme a literatura do local.

2 PERGUNTAS

Quais táxons de cianobactérias compõem a biodiversidade fitoplanctônica encontrada em ecossistema aquático da APA do Rio Curiaú?

Quais destes táxons são potencialmente tóxicos conforme descrito na literatura da área?

Quais os fatores físico-químicos exercem influência na presença das cianobactérias da APA do Rio Curiaú?

3 HIPÓTESES

H1: A área de estudo apresenta diferentes táxons de cianobactérias em sua composição fitoplanctônica, entre eles os gêneros mais amplamente distribuídos, identificados e citados na literatura como potencialmente tóxicos, *Dolichospermum*, *Microcystis* e *Oscillatoria*.

H2: A riqueza de cianobactérias está relacionada aos fatores físico-químicos mensurados nos sítios de coleta e influenciam na distribuição da comunidade de cianobactérias no ecossistema do rio Curiaú.

4 OBJETIVOS

4.1 GERAL

Identificar os táxons de cianobactérias presentes em sítios de amostragem no rio Curiaú, verificando a presença de espécies potencialmente tóxicas e relacionando-as com variáveis ambientais mensuradas *in situ*.

4.2 ESPECÍFICOS

- Identificar os espécimes de cianobactérias presentes na área de estudo;
- Determinar a frequência de ocorrência dos táxons identificados conforme a presença e ausência em sítios de amostragem na área de estudo;
- Identificar os táxons potencialmente tóxicos encontrado na área de estudo e descritos na literatura;
- Mensurar a concentração de OD, CE, pH, temperatura e transparência da água e correlaciona-los com a riqueza de espécie inventariada.

5 REFERENCIAL TEÓRICO

5.1 CIANOBACTÉRIAS E TOXINAS

As cianobactérias estão entre os primeiros organismos fotossintetizantes a colonizar nosso planeta, produzindo matéria orgânica e liberando oxigênio na atmosfera. Os registros de sua existência datam cerca de 3,5 bilhões de anos atrás no período Pré-Cambriano. Esses organismos por não apresentarem membrana nuclear estão inseridos junto aos organismos procariontes classificados como bactérias, necessitando apenas de dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz para realizar seus processos vitais (MUR et al., 1999; RODRIGUES, 2008).

Alguns gêneros de cianobactérias tem a capacidade de produzir toxinas que são denominadas cianotoxinas. Essas toxinas, em grandes concentrações, podem ser letais a outros seres vivos (incluindo a espécie humana), comprometendo a saúde ambiental dos ecossistemas e, conseqüentemente, de mananciais que abastecem populações (CARMICHAEL, 1994; MOTA e ROLLA, 2004; FUNASA, 2003 e 2006).

As crescentes atividades humanas, como os processos industriais, agricultura e esgotos domésticos geram efluentes que geralmente são lançados *in natura* sem o devido tratamento. Esses efluentes possuem elevada carga de nutrientes e compostos orgânicos que além de enriquecer o ambiente de maneira artificial, causam a eutrofização (excesso de nutrientes) e redução do oxigênio dissolvido (OD) nos ecossistemas (FUNASA, 2003).

Os ambientes eutrofizados propiciam a ocorrência de um fenômeno chamado floração ou “bloom”, que são caracterizadas pelo intenso crescimento de microalgas e/ou cianobactérias formando uma densa camada de biomassa desses microrganismos que se dispersam no ambiente, podendo comprometê-lo com a liberação de cianotoxinas ao meio (AZEVEDO, 1998), além de interferir na sua qualidade cênica.

Ferrão-Filho et al. (2009) afirmam que florações de cianobactérias já ocorreram em muitos estados do Brasil, boa parte delas em regiões com alta densidade populacional onde o despejo de esgotos industriais e domésticos nos corpos d’água é considerado alto, o que torna a eutrofização um processo ainda mais preocupante.

Em região amazônica, a floração mais recente foi registrada no trabalho de Sá et al. (2010) em Santarém no estado do Pará, nesta floração felizmente não houve registro de intoxicação humana, no entanto os autores identificaram no decorrer do estudo um desequilíbrio na comunidade fitoplanctônica. Os gêneros de cianobactérias *Microcystis* e

Dolichospermum estavam dispersos em grande densidade no ambiente, formando a camada de biomassa que caracteriza as florações.

Os estudos de Carmichael (1986) mostram que as cianotoxinas são liberadas por um metabolismo secundário das cianobactérias que incluem compostos que atuam como hormônios, antibióticos e toxinas. As toxinas tem efeito nocivo sobre outros organismos, funcionando como mecanismo de defesa contra herbivoria, assim como ocorre em algumas espécies de plantas vasculares e avasculares.

Entre os principais gêneros capazes de produzir cianotoxinas e mencionados na literatura estão: *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Nostoc* e *Oscillatoria*. As toxinas são denominadas de acordo com as algas produtoras e, essencialmente, classificadas conforme seu potencial farmacológico em: Hepatotoxinas e Neurotoxinas. As hepatotoxinas estão subdivididas em microcistina, nodularina e cilindrospermopsina, são toxinas que afetam principalmente o fígado, causando lesões que podem levar a hemorragia hepática (CHORUS e BARTRAN, 1999; FERNANDEZ, 2008). As neurotoxinas por sua vez estão subdivididas em anatoxina-a e saxitoxinas. Essas cianotoxinas afetam, principalmente, o sistema nervoso, atuando como bloqueadores neuromusculares podendo levar o indivíduo a morte dentro de poucas horas (CHORUS e MUR, 1999).

Bortoli e Pinto (2015) afirmam que além da produção de hepatotoxinas e neurotoxinas por cianobactérias, existe a constatação da capacidade das cianobactérias em produzir dermatotoxinas, que tem sido identificadas como lipopolissacarídeos (LPS) e que, também, são encontradas em membranas celulares de bactérias Gram negativas (FUNASA, 2003). Estas toxinas por sua vez, induzem à inflamações na pele, dermatites em geral, febre, tonturas e irritação nos olhos dos indivíduos afetados.

Com efeito, há um histórico internacional de intoxicações por cianotoxinas. O primeiro caso foi registrado em 1878 na Austrália, resultando na morte de animais como ovelhas, cavalos e cães. Em 1945 na África do Sul foram registradas morte de ruminantes e animais de estimação contaminados. Em 1952, nos EUA, foram registradas mortes de 7.000 animais intoxicados (FALCONER, 1994).

No Brasil as primeiras evidências de intoxicação por cianotoxinas foram mencionadas no estudo de Teixeira et al. (1993). Neste primeiro caso os autores descrevem a correlação entre a floração de cianobactérias no reservatório de Itaparica na Bahia com casos de morte de 88 pessoas dentre as 200 que fizeram ingestão da água do reservatório no período de Fevereiro a Maio de 1988. Nos resultados do estudo os pesquisadores identificaram a

presença de cianobactérias do gênero *Microcystis* e *Dolichospermum* nas amostras de água coletadas no reservatório.

No entanto, o primeiro caso confirmado de morte por cianotoxinas é datado de 1996 e ficou conhecido como “síndrome de Caruarú” (AZEVEDO et al., 2002), ocorrido na cidade de Caruaru no estado de Pernambuco. Neste caso, foram confirmadas 52 mortes dentre 131 pessoas que apresentaram sintomas adversos como: náuseas, vômito e distúrbios visuais após um processo de hemodiálise. Com a realização posteriores de testes foi possível identificar a presença de microcistina no carvão ativado da maquina de captação de água da clínica, assim como em amostras de sangue e do fígado de pacientes contaminados, chegando a conclusão que a causa principal das mortes foi a aplicação intravenosa de microcistina nos pacientes sem o conhecimento da contaminação pela toxina.

A microcistina é a hepatotoxina mais encontrada nos reservatórios de água no mundo, sendo também a mais amplamente estudada, principalmente, as produzidas pelos gêneros *Microcystis* e *Dolichospermum* por serem amplamente distribuídas nos ecossistemas aquáticos em todo mundo e estarem presentes nos casos de florações (SANCHES, 2012). Por outro lado o estudo de Sant’Anna e Azevedo (2000) ressalta que no Brasil já foram registrados mais de 20 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, incluídas em 14 gêneros presentes em diferentes regiões do país.

Apesar de todas as pesquisas somadas aos casos de intoxicação por cianotoxinas no Brasil impulsionarem de maneira significativa novos estudos para identificação de espécies potencialmente tóxicas e quais fatores ambientais influenciam na floração desses microrganismos, grande parte dos estudos fitoplanctônicos são realizados nas regiões sul,

sudeste e centro oeste do Brasil (SILVEIRA JÚNIOR et al., 2015), o que destaca a relevância de um estudo com a finalidade de identificar táxons de cianobactérias na região Amazônica.

5.2 CIANOBACTÉRIAS E PADRÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA

Em condições normais no ambiente aquático as cianobactérias comportam-se de forma equilibrada junto aos demais grupos de organismos aquáticos. No entanto, o aumento da carga de nutrientes associadas aos parâmetros físico-químicos da água leva as cianobactérias a atuarem como indicadoras da degradação do ambiente (DEBERT et al., 2004).

Considerando a presença natural de cianobactérias em corpos d'água, os estudos limnológicos relacionam a presença e a densidade de cianobactérias nos ambientes aquáticos a uma série de fatores ecológicos junto as características do próprio ambiente e parâmetros físico-químicos como a incidência de luz, temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido (OD) e condutividade elétrica (CETESB, 2004; DI BERNARDO, 2010).

No que se refere à temperatura, sabe-se que amplitudes de temperatura elevadas aceleram o processo das reações bioquímicas na água e influenciam diretamente nos parâmetros de pH, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido, bem como na sobrevivência de comunidades aquáticas. A temperatura também interfere diretamente no processo de crescimento e densidade de cianobactérias nos ambientes, pois na medida em que a temperatura aumenta, ocorre maior taxa de evaporação possibilitando uma concentração de nutrientes no ambiente (CUNHA, 2001; FUNASA, 2014).

A transparência e turbidez são variáveis importantes que precisam ser mensuradas nos estudos que envolvem cianobactérias e outros microrganismos fitoplanctônicos, tendo em vista que águas pouco transparentes possuem sólidos dissolvidos e/ou suspensos que dificultam a incidência da luz solar, fator físico fundamental para a sobrevivência das cianobactérias, pois exerce influência direta no processo de fotossíntese (CHORUS e BARTRAN, 1999). Para parâmetro turbidez a resolução (BRASIL, 2005) estabelece para rios classe 1 níveis máximo de 100 UNT. Para a transparência, não existem padrões recomendados por instrumentos legais.

O oxigênio dissolvido (OD) nos ambientes aquáticos é primordial para a existência de qualquer organismo, seja ele micro ou macro. Desta forma, as cianobactérias possuem um papel fundamental na manutenção da vida dos ecossistemas aquáticos, pois sintetizam o oxigênio no processo de fotossíntese. Níveis baixos de oxigênio podem estar relacionados com a intensa atividade biológica das algas e/ou bactérias decompositoras (FIORUCCI e FILHO, 2005). Em vista disso a resolução (BRASIL, 2005) estabelece que os valores de (OD) para os rios classe 1, como os da APA do rio Curiaú, não devem ser inferiores a 4 mg/L.

A condutividade elétrica pode ser definida como a expressão numérica da capacidade de um corpo d'água em conduzir eletricidade. Esta medida pode ser relacionada com a concentração de Sólidos Dissolvidos Totais. Este parâmetro ambiental é muito sensível ao lançamento de efluentes, o que permite avaliar a qualidade do corpo hídrico em estudo (FUNASA, 2014).

No que refere-se ao potencial hidrogênionico (pH), o ambiente ideal para o crescimento das cianobactérias se dá em águas neutroalcalinas com pH na faixa entre 6 e 9

(FUNASA, 2003). Desta forma o pH interfere diretamente na fisiologia dos organismos aquáticos e também influencia na solubilidade dos metais presentes na água. Este fator indica o nível de acidez dos corpos d'água, sendo influenciado pelo regime de chuvas e pela temperatura. Os seus valores podem variar de acordo com as especificidades do meio, podendo ser mais ácido em alguns ecossistemas, o que pode estar indicando um grau de poluição (FUNASA, 2014). Para Cunha (2001) o pH é intimamente ligado à produtividade microbológica no ambiente, o que inclui a comunidade de microalgas e cianobactérias.

5.3 ESTUDOS FITOPLANCTÔNICOS LOCAIS

O Amapá está localizado em uma zona de alta biodiversidade dentro da região Amazônica. Segundo o Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA) (2010), na região são encontrados mais de 600 mil habitats diferentes, abrangendo 34 grandes ecossistemas terrestres e de água doce.

Diante dessa dimensão, o ARPA menciona que a biodiversidade dos ecossistemas Amazônicos ainda é pouco conhecida, carecendo de mais pesquisas sobre as características e dinâmicas desses ecossistemas e isso inclui o conhecimento das espécies que habitam neles.

Dentro dos ecossistemas de água doce do Amapá o primeiro estudo para o conhecimento fitoplanctônico foi realizado em 1963 (FÖSTER, 1963) neste estudo o pesquisador identificou 5 espécies de desmídias presentes no Rio Oiapoque: *Desmidium laticeps* fac. *4.radiata*, *Desmidium laticeps* fac. *5.radiata*, *Euastrum laticeps* f. *evolutum*, *Cosmarium pseudomagnificum* f. *brasiliense* e *Closterium pseudolunula* var. *conconvum*.

Dias (2007) desenvolveu um estudo ao sudoeste da Reserva Biológica do Lago Piratuba, na planície de inundação do Rio Araguari, em zona costeira do Amapá, neste estudo o pesquisador avaliou a composição e abundância do fitoplâncton em dois períodos sazonais (chuvoso e menos chuvoso) e como parte dos resultados foram identificados 178 táxons divididos entre 83 gêneros e 9 classes taxonômicas: Cyanophyceae, Crysophyceae, Xantophyceae, Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Euglenoohyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae. As classes que apresentaram maior riqueza em valor percentual foram: Cianobactérias (28%), Clorofíceas com (27%) e Diatomáceas (20%). Dentro da classe Cyanophyceae (classe das cianobactérias) a ordem Chroococales apresentou o maior número de espécies.

Oliveira (2007) em seu estudo caracterizou a comunidade fitoplanctônica do Rio Araguari em dois períodos sazonais (seco e chuvoso). Como parte dos seus resultados o pesquisador identificou um total de 112 táxons divididos em 8 classes. As classes identificadas com maior representatividade foram: Chlorophyceae com 52 táxons, Bacillariophyceae com 16 táxons e Zygnemaphyceae com 12 táxons. 10 táxons foram identificados para a classe Cyanophyceae.

Outro estudo que contribuiu para o conhecimento fitoplanctônico no Amapá foi realizado por Souza e Melo (2011), neste estudo os pesquisadores realizaram o levantamento taxonômico de desmídias no Lago Novo. Este ecossistema está localizado na região das planícies costeiras do estado do Amapá em uma área limítrofe à Reserva Biológica do Lago Piratuba. Neste trabalho foram identificadas um total de 35 espécies de desmídias (23 do gênero *Staurastrum*, 7 do gênero *Staurodermus* e 5 do gênero *Xanthidium*). Os táxons identificados foram ilustrados e descritos com utilização de literatura específica. Todos os táxons que foram apresentados no trabalho constituíram a primeira citação para o Estado do Amapá.

Posteriormente Silveira Junior (2012) desenvolveu um estudo em trechos do Rio Amazonas, identificando a composição microfitoplanctônica, a quantificação da biomassa e associação da presença desses microrganismos com variáveis físico-químicas nos períodos seco e chuvoso. Os seus resultados mostram a presença de 155 táxons divididos em 8 classes: Zygnematophyceae, Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae, Ulvophyceae, Mediophyceae e Euglenophyceae. As classes com maior riqueza foram Zygnematophyceae (55, 48%), seguida da classe Cyanophyceae (15, 48%). Os táxons de cianobactérias *Dolichospermum circinale* e *Aphanocapsa elegans* estiveram entre os mais frequentes no período chuvoso do estudo.

O trabalho mais recente foi realizado por Cunha (2012) e Cunha et al. (2013) ao longo de 87 km nos Rios Falsino e Araguari. Nesses últimos trabalhos foram identificados um total de 185 táxons, sendo 49 deles em nível de gêneros e 136 identificados em nível de espécies, dentro de cinco divisões e dez classes. As divisões de maior representação na taxa de identificação foram: Chlorophyta (71,9%), seguida da divisão Cyanophyta que apresentou (14,6%) e Bacillariophyta com (10,9%), a divisão Chrysophyta apresentou (1,6%) e Rhodophyta apresentando apenas (1,0%). Do total de 185 táxons identificados, 174 somaram novas ocorrências para o estado do Amapá (CUNHA et al. 2013).

Somando estes estudos, se tem o total de 7 (sete) pesquisas realizados para o estado do Amapá e podem ser encontrados em forma de publicações (artigos e monografias). No

entanto nenhum dos estudos já desenvolvidos tinham como objetivo identificar exclusivamente a classe Cyanophyceae (cianobactérias), assim como não buscavam identificar os gêneros potencialmente tóxicos desses microrganismos já descritos na literatura. E faz-se a importante ressalva de que não há registros de estudos publicados até o momento envolvendo a identificação de cianobactérias para a APA do Rio Curiaú.

Desta forma o estudo desenvolvido irá contribuir com o conhecimento fitoplanctônico para o Amapá e para a região Amazônica com ênfase nas cianobactérias que são organismos com potencial tóxico, bem como para o diagnóstico da qualidade ambiental em que se encontra o ecossistema a partir das análises das variáveis físico-químicas e dos táxons de cianobactéria que serão identificados.

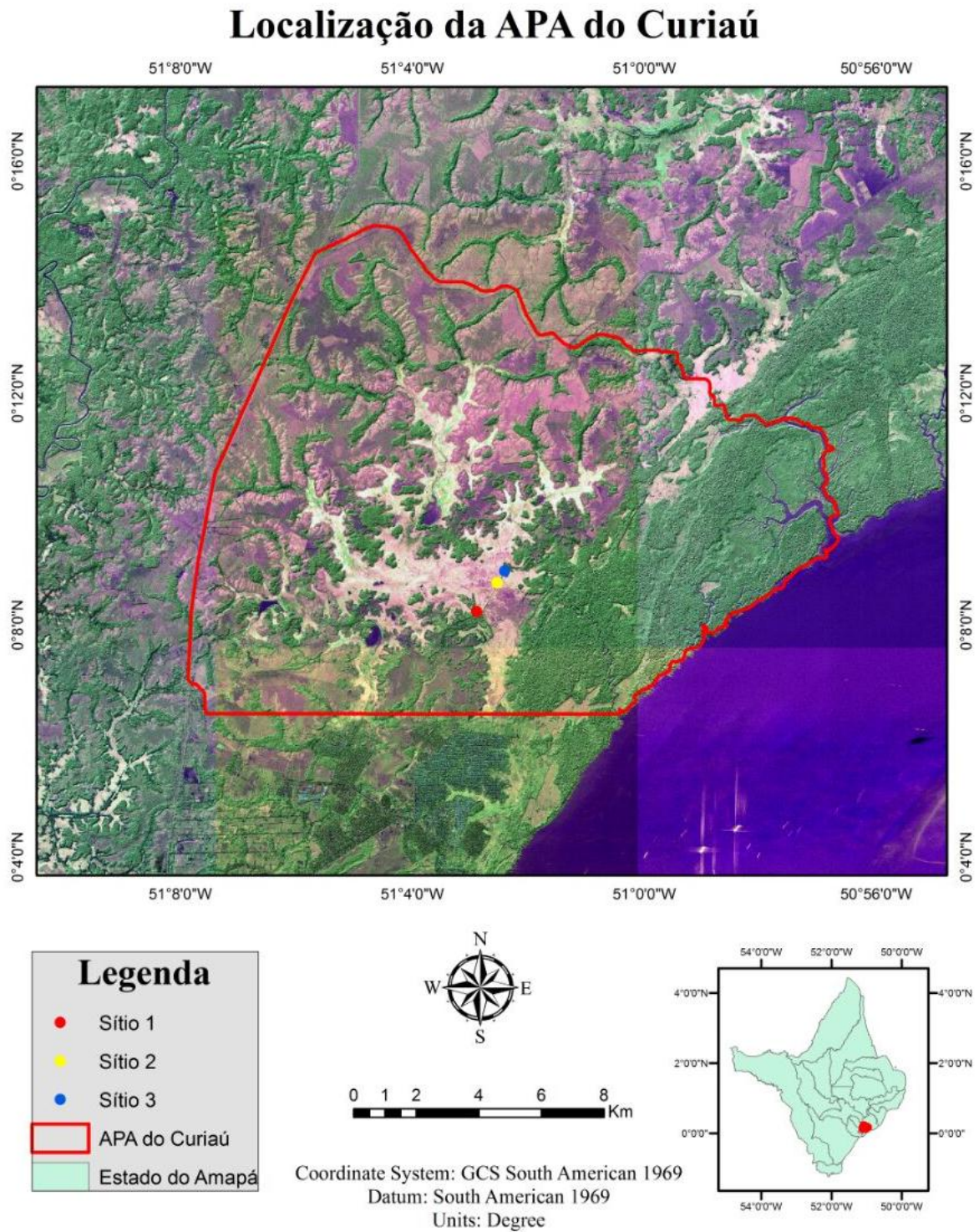
6 MATERIAL E MÉTODOS

6.1 ÁREA DE ESTUDO

Esta pesquisa está inserida no projeto “Biodiversidade fitoplanctônica de ecossistemas aquáticos da Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Curiaú, Amapá, Brasil” (nº 23125.001040/2015-52/DPQ/UNIFAP) (SILVEIRA JÚNIOR et al., 2014), que tem por objetivo identificar a estrutura e composição da comunidade fitoplanctônica como possível bioindicadora da qualidade da água de ecossistemas aquáticos da APA do rio Curiaú. Nesta região muitos projetos são e já foram desenvolvidos, mas a composição da biodiversidade fitoplanctônica dos ecossistemas aquáticos carece de maiores estudos e divulgação dos dados que são aferidos.

A Área de proteção Ambiental do Curiaú (Mapa 1) foi instituída pelo governo do Estado do Amapá em 28 de setembro de 1992 através do decreto de Nº 1417. No mesmo ano, através do decreto Nº 1418, levando em consideração os aspectos culturais das comunidades afro-brasileiras, ela foi tombada como patrimônio Cultural do Estado do Amapá. Em 15 de setembro de 1998, revogando o decreto Nº 1417, é finalmente criada a Área de proteção Ambiental do Rio Curiaú (APA do Curiaú), com uma área equivalente a 22.240 hectares, fazendo limite ao Norte com o igarapé Pescada e o ramal que liga a EAP - 07 com a BR - 210, a Oeste com a estrada de ferro Amapá e ao Sul com a linha de latitude 00° 06' N. Distante cerca de 8 km do centro da capital Macapá, a APA está precisamente localizada entre os paralelos 00° 00' N, 00° 15' N, sendo cortada pelo meridiano 51° 00' W (FACUNDES e GBSON, 2000; SEMA, 2017).

Mapa 1: Mapa de localização da área de estudo e dos pontos de amostragem na bacia do Rio Curiaú.



Entre outros motivos, a APA do Rio Curiaú foi criada com o intuito de conter a expansão urbana que avançava de maneira desordenada sobre a área que abrange a bacia hidrográfica do rio Curiaú, preservando seus ecossistemas e visando, também, uma forma legal de assegurar a integridade das comunidades quilombolas residente no local (IEF/AMAPÀ, 2015).

A bacia hidrográfica do Curiaú possui sistema de drenagem interligado a lagos temporários e permanentes que são influenciados pelo regime das marés, sendo possível evidenciar que os campos inundáveis da região secam no verão (julho/dezembro) e no período de inverno (janeiro/junho) ocorre um significativo aumento no volume de água desses campos (SEMA, 2007).

As águas do rio Curiaú são utilizadas principalmente para a balneabilidade; para irrigação de plantações agrícolas; para pesca artesanal e para dessedentação de animais criados na região, como preconiza a legislação Brasil (2005) sobre os rios de classe 1, demonstrando a grande importância dessa bacia para o sistema hidrológico da região e para população beneficiada por ela.

6.2 PERIODICIDADE DE AMOSTRAGEM, COLETA E IDENTIFICAÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS

As coletas foram realizadas em periodicidade trimestral de junho de 2016 a outubro de 2017, contemplando os períodos sazonais: S (seco); S-C (transição seco-chuvoso); C (chuvoso); C-S (transição chuvoso-seco). Três sítios de amostragem (Fotografia 1) foram selecionados em regiões estratégicas do rio Curiaú para coleta de amostras qualitativas de cianobactérias e mensuração dos parâmetros ambientais (Tabela 1). As coletas foram realizadas nas seguintes datas: 22/06/2016, 28/09/2016, 30/12/2016, 29/03/2017, 28/06/2017 e 24/10/2017.

Tabela 1: Coordenadas geográficas dos sítios de amostragem na área de estudo

	Lat	Long
Sítio A	0°08'13.69"N	51°02'53.35"W
Sítio B	0°08'43.91"N	51°02'31.98"W
Sítio C	0°08'55.86"N	51°02'23.55"W

Fotografia 1: Sítios de amostragem A, B e C na área de estudo.



Fonte: Projeto “Biodiversidade fitoplanctônica de ecossistemas aquáticos da Área de Proteção Ambiental (APA) do rio Curiaú, Amapá, Brasil” (SILVEIRA JÚNIOR et al., 2014).

O sítio A é o primeiro ponto de amostragem, está mais próximo da ocupação urbana de quilombolas dentro da APA, apresenta grande concentração de macrófitas aquáticas dispersas na superfície, movimentam-se por influência dos ventos e concentram-se em sua maioria nas margens formando uma densa camada dessas plantas. Este ponto é mais distante dos pontos B e C, e devido às formações geomorfológicas e declividade, no período seco é o que menos interage com os demais em fluxo hidrológico, interferindo para que este ponto apresente o menor volume d’ água que permite a mistura dos sedimentos do solo com a água resultante da formação de um pequeno lago no centro desse ponto, no período chuvosos animais como cabras e cavalos costumam saciar a sede no local.

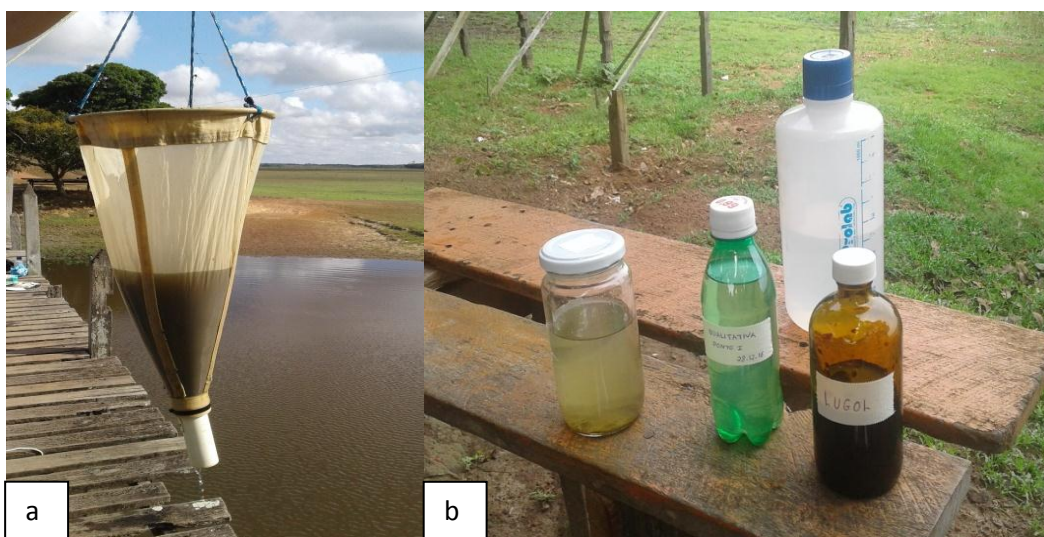
O sítio B abrange o local utilizado para atividades de recreação (lazer, balneário), neste sítio as ações antrópicas são mais perceptíveis por estar localizado sob a ponte da Rodovia do Curiaú e por conta da interferência direta das pessoas principalmente no uso indiscriminado para banho, devido a este intenso uso existem empreendimentos como bares, restaurantes e quiosques para atender as necessidades dos banhistas que frequentam o local, esses empreendimentos estão localizados nas margens da rodovia e próximo da área de banho. Neste ponto também existem macrófitas aquáticas, mas elas ficam restritas em redor do ponto frequente de mergulho dos banhistas, ressalta-se que este ponto holisticamente apresenta notável diferença de profundidade em relação aos pontos A e C, o uso frequente dos banhistas no ponto contribui para essa característica de maior profundidade.

O ponto C por sua vez, é o mais próximo das margens da Rodovia do Curiaú, tanto que existe uma manilha para permitir o fluxo hidrológico deste ponto com outras partes do ecossistema, neste local é comum encontrar pessoas realizando pesca, também existem macrófitas dispersas ao longo deste sítio de amostragem, mas elas ficam mais distantes da margem da água e por esse motivo para coletar o perifíton foi preciso o lançamento mais distante da rede utilizada na coleta.

Devido à proximidade com a rodovia é possível notar neste local o acúmulo de resíduos orgânicos e inorgânicos nas margens, no período chuvoso se misturam com água ou agregam-se às plantas aquáticas, no período seco forma-se uma camada desses resíduos na margem que fica a poucos metros da rodovia.

As amostras de água foram coletadas com o auxílio de uma rede de fitoplâncton (Figura 2) com abertura de malha na ordem de 20 μm . No momento da coleta a rede passou um número variável de vezes na sub-superfície (25-30 cm de profundidade) nos pontos de amostragem até obter uma quantidade razoável de material. Amostras do perifíton também foram coletadas a partir de espremidos de raízes e/ou partes de macrófitas aquáticas submersas. Para acondicionar e fixar o material foram utilizados frascos de 100 ml e solução de *Transeau* (BICUDO e MENEZES, 2006).

Fotografia 2: a) Rede de Fitoplâncton com abertura de 20 μm utilizado na coleta do material fitoplanctônico; b)frascos para o armazenamento de amostras em solução de *Transeau*.



Fonte: Próprio autor, 2017.

Para a identificação taxonômica do fitoplâncton, o material coletado foi analisado por microscopia óptica (Figura 3) com a utilização de lâmina e lamínula no laboratório de Saneamento Ambiental na Universidade Federal do Amapá. Os micro-organismos visualizados foram fotografados para facilitar o processo de identificação com apoio da literatura existente e chaves de identificação específicas (ANAGNOSTIDIS e KOMÁREK, 1988; FUNASA, 2003; ANAGNOSTIDIS e KOMÁREK, 1990; BICUDO e MENEZES, 2006; SANT' ANNA et. al, 2012; KOMÁREK.et al., 2014; BRASIL, 2015).

Fotografia 3: Identificação taxonômica do fitoplâncton por microscopia óptica.



Fonte: Próprio autor, 2017.

A classe de frequência de ocorrência (%) dos táxons foi determinada conforme Mateucci e Colma (1982). Para isto, levou-se em consideração o número de amostras em que o táxon ocorreu e o número total de amostras analisadas. Neste estudo, o resultado foi obtido através da fórmula: $(n \cdot 100) / 18$, onde n = número de amostras em que o táxon ocorreu e 18 = o número total de amostras (espaço-temporal) analisadas no período de estudo. Ao fim, a classificação dos táxons se deu da seguinte forma: muito frequente ($MF \geq 70\%$), frequente ($F < 70\%$ e $> 40\%$), pouco frequente ($PF < 40\%$ e $> 10\%$) e esporádico ($E \leq 10\%$).

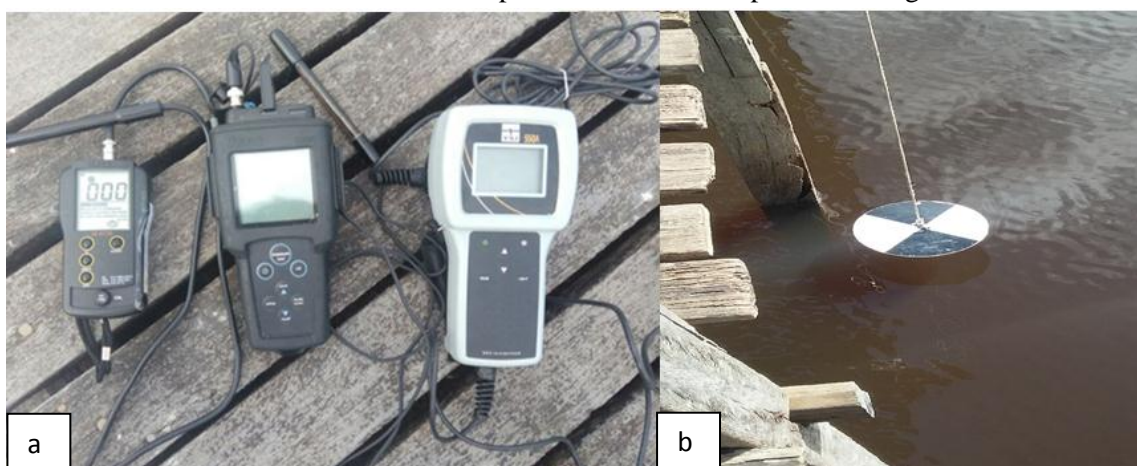
6.3 MÉTODOS DE MENSURAÇÃO DOS PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA

Os parâmetros ambientais em cada sítio de coleta foram devidamente medidos com equipamentos específicos (Figura 4), conforme se segue:

- pHmetro: para medir o potencial de hidrogênio presente na água;
- Condutivímetro: utilizado na mensuração da capacidade de condução elétrica da água;
- Oxímetro: utilizado para medir a concentração de oxigênio dissolvido na água;
- Disco de Secchi: utilizado para medir a transparência da água;

Termômetro acoplado as sondas: para aferir os valores de temperatura da água

Fotografia 4: a) aparelhos utilizados na mensuração das variáveis CE, pH, OD e temperatura; b) Disco de Secchi utilizado para mensurar a transparência da água.



Fonte: Próprio Autor, 2017.

6.4 TRATAMENTO DOS DADOS

Os dados foram tabulados em planilha do excel para geração de análises estatísticas através do Software R-statistics (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012). Valores absolutos, médias, medianas, desvio padrão, mínimo e máximo e coeficiente de variações (%) foram apresentados através de análise descritiva.

Realizou-se também o teste de normalidade de Shapiro-Wilk e avaliação da homogeneidade entre os dados dos parâmetros ambientais e riqueza fitoplanctônica. Para os dados determinados como heterogêneos utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis

($p > 0,05$) para avaliar a sua variação das cianobactérias no (espaço-sazonal). Para o conjunto de dados paramétricos utilizou-se o teste de F (ANOVA) ($p < 0,05$).

Foram realizadas análises de coeficiente de Pearson (dados paramétricos) e Spearman (dados não paramétricos) para verificar o grau de correlação ($p > 0,05$) entre as variáveis ambientais e a riqueza fitoplanctônica. Análises de regressão linear foram realizadas para verificar a influência e explicabilidade das variáveis pH, CE, Temperatura, OD e transparência sobre a riqueza de espécies e entre elas.

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 COMPOSIÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS DO RIO CURIAÚ

7.1.2 Riqueza

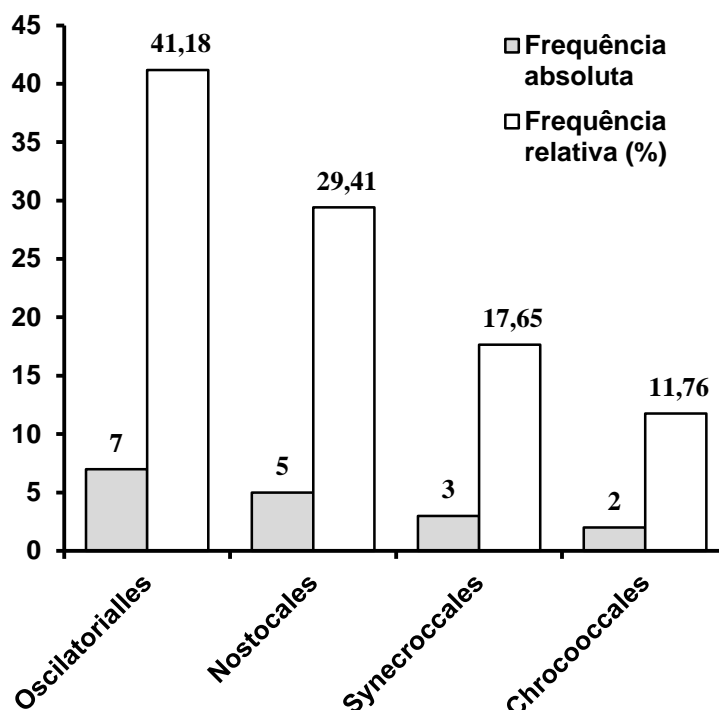
Um total de 17 táxons de cianobactérias foi identificado ao final do estudo. Destes, 14 táxons foram identificados a nível específico e 3 a nível de gênero. Estes foram distribuídos em 4 ordens taxonômicas (Tabela 2).

Tabela 2: Lista de táxons identificados, classe de frequência (CF) e local de ocorrência.

Táxons	C-S			S			S-C			C			C-S			S			CF
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
Chroococcales																			
<i>Aphanothece minutíssima</i>						X													E
<i>Microcystis wesenbergii</i>				X						X									PF
Nostocales																			
<i>Dolichospermum circinale</i>	X			X							X	X			X				PF
<i>Dolichospermum planctônicum</i>											X			X	X				PF
<i>Dolichospermum spiroides</i>													X				X		PF
<i>Stigonema ocellatum</i>	X									X			X						PF
<i>Stigonema sp.</i>				X										X					PF
Oscillatoriales																			
<i>Arthrospira platensis</i>				X									X			X	X		PF
<i>Oscillatoria annae</i>													X			X	X		PF
<i>Oscillatoria limosa</i>																			PF
<i>Oscillatoria perornata</i>						X		X									X		PF
<i>Oscillatoria princeps</i>				X	X				X	X	X	X			X				PF
<i>Kamptonema formosum</i>	X	X	X	X			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X		F
<i>Phormidium tergestinum</i>	X	X					X	X		X		X	X	X	X	X			F
Synechococcales																			
<i>Aphanocapsa incerta</i>					X				X		X								PF
<i>Leptolyngbya sp.</i>				X	X				X					X			X		PF
<i>Merimospedia sp.</i>													X			X			PF

CF: classe de frequência; E: esporádica; PF: pouco frequente; S: seco; C: chuvoso; S-C: transição seco-chuvoso; C-S: transição chuvoso-seco

A maioria dos táxons foi agrupada na ordem Oscillatoriales (N=7; 41,18%), seguida de Nostocales (N=5; 29,41%), Synechococcales (N=3; 17,65%) e Chroococcales (N=2; 11,76%) (Gráfico 1). Na ordem Oscillatoriales foram identificados três gêneros: *Arthrospira* spp., *Oscillatoria* spp., *Kamptonema* spp. e *Phormidium* spp. Para a ordem Nostocales um total de dois gêneros foi identificado, os quais são: *Dolichospermum* spp. e *Stigonema* spp.

Gráfico 1: Distribuição das cianobactérias identificadas por ordem taxonômica.

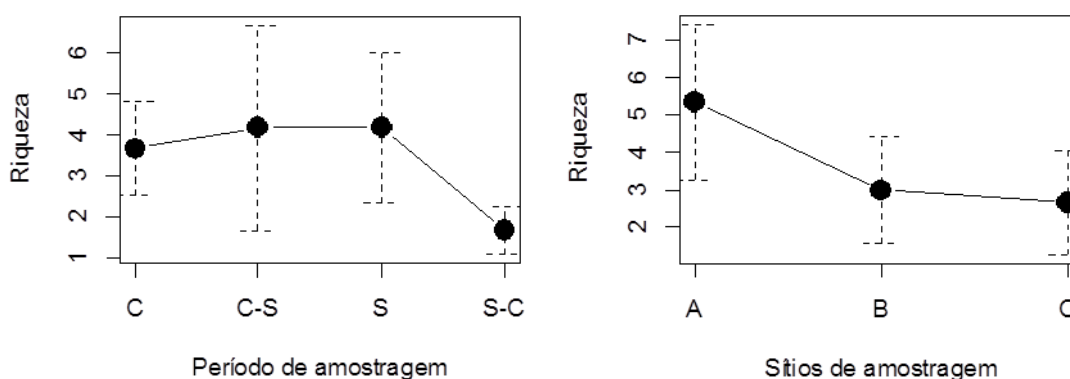
Resultado semelhante foi encontrado para mananciais superficiais (Ribeirão São Bartolomeu e rio Turvo sujo) de Minas Gerais, com predominâncias de cianobactérias das ordens Nostocales (44,4%) e Oscillatoriales (38,9%) (MAGALHÃES, 2007). Do mesmo modo, Silva (2012) encontrou um total de 11 táxons de cianobactérias para o Rio Tapajós (PA), distribuídos em dez gêneros: *Aphanothece* (1 sp.), *Chroococcus* (1 sp.), *Dolichospermum* (2 spp.), *Lyngbya* (1 sp.); *Merismopedia* (1 sp.), *Microcystis* (1 sp.), *Oscillatoria* (1 sp.), *Pseudanabaena* (1 sp.), *Synechococcus* (1 sp.) e um táxon não identificado.

Branco et al. (2003) encontraram a presença de 16 táxons para uma área de mangue (PE) no nordeste brasileiro, com predominância da ordem Oscillatoriales, mostrando a grande adaptabilidade de cianobactérias filamentosas a estes tipo de ambiente e sua distribuição entre outros ecossistemas, uma vez que esta já foi reportada em ambientes de rios (APRILE e MERA, 2007; SANTIAGO e KEPPELER, 2011), estuários (FERREIRA et al., 2004; SILVEIRA JÚNIOR, 2012) e ecossistemas represados (SANT'ANNA et al., 2007; RODRIGUES, 2008). Além disso, algumas cianobactérias filamentosas das ordens Nostocales e Oscillatoriales podem formar populações perenes e, ate mesmo, dominantes em ecossistemas tropicais e subtropicais (FUENTES, 2015).

E possível notar nos trabalhos mais recentes já realizados no estado do Amapá (DIAS, 2007; OLIVEIRA, 2007; SILVEIRA JUNIOR, 2012 e CUNHA et al. 2013) que as cianobactérias estão entre os grupos de microalgas mais presentes na dinâmica do fitoplâncton atrás apenas da divisão Chlorophyta. A presença destes organismos em um corpo de água é associada a um grupo de fatores ambientais (concentração de nitrogênio e fósforo, alta temperaturas e disponibilidade de luz) que, quando alterados, pode causar blooms nos corpos d'água pelo intenso crescimento desses microrganismos no ecossistema aquático (SÁ et al., 2010). Além disso, tais fatores podem estar diretamente relacionados à sua distribuição espaço-temporal nos ambientes naturais.

Com isto, às flutuações espaço-sazonais das cianobactérias para o rio Curiaú, apresentaram variações significativas ao longo dos sítios de amostragem ($F= 4.672$, $p<0,05$), com maior n° de táxons ($N=8$) encontrados para o sítio A. O mesmo padrão não foi verificado para as variações entre os períodos climáticos ($F= 1.373$, $p=0.292$), mostrando que a sazonalidade não influenciou na riqueza para a área de estudo (Gráfico 2).

Gráfico 2: Distribuição da riqueza ao longo dos períodos sazonais e dos sítios de amostragem.

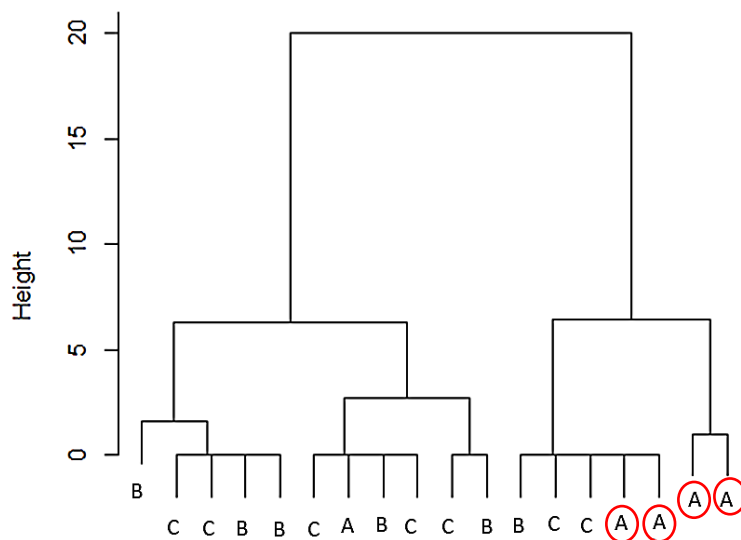


A grande presença de macrófitas nas margens do rio ou flutuantes na superfície durante o período de baixa precipitação (seco) é marcante no sítio A. Isto permitiu, neste ponto de coleta, amostras qualitativas com altas concentrações de matéria orgânica e detritos de macrófitas comuns à área de estudo, como *Eichhornia crassipes* (Aguapé) e *Pistia stratiotes* (Alface d'água) (POMPÊO, 2017). Afirma-se que as cianobactérias podem ser encontradas, muitas vezes, conjugadas aos detritos de plantas aquáticas e componentes orgânicos no ambiente (MOSCHINI-CARLOS, 1999; PEINADOR, 1999). Além disso, Santos e Sant'Anna (2010) afirmam que alguns gêneros importantes de cianobactérias como *Phormidium*, *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* (antes *Anabaena*) apresentam presença

marcante em ambientes de água doce ricos em macrófitas. Com exceção do gênero *Aphanizomenon*, os demais foram inventariados neste estudo.

Com isto, um dendograma de associação (cluster hierárquico) mostra a variação espacial para a riqueza de cianobactérias do rio Curiaú ao longo do período e sítios de amostragem (Gráfico 3).

Gráfico 3: Dendograma de associação (cluster hierárquico) da riqueza de cianobactérias entre os sítios e períodos de amostragem.



É possível observar a partir da análise de cluster, a formação de dois grandes agrupamentos distintos, destacando a dissimilaridade no número de espécies de cianobactérias encontrada para o sítio A (em destaque) (Gráfico 3), que tiveram seus valores concentrados no dendograma. Isto corrobora com as variações encontradas na distribuição da riqueza entre os sítios de amostragem.

Resultado semelhante foi encontrado para rios amazônicos e pré-amazônicos como o Araguari e Falsino (AP) (CUNHA et al., 2013) e Rio Pindaré (MA) (RODRIGUES et al., 2015) e também para rios de outros ecossistemas brasileiros, como o Rio Doce (MG) (JARDIM et al., 2014), os reservatórios da Pampulha e Volta Grande (MG) (LOPES, 2013) e a lagoa dos patos (RS) (MATTHIENSEN et al., 1999). Nestes estudos a variação espacial esteve associada a fatores como declividade, vazão, velocidade, características físicas e químicas da água, profundidade e influência do fluxo limnético.

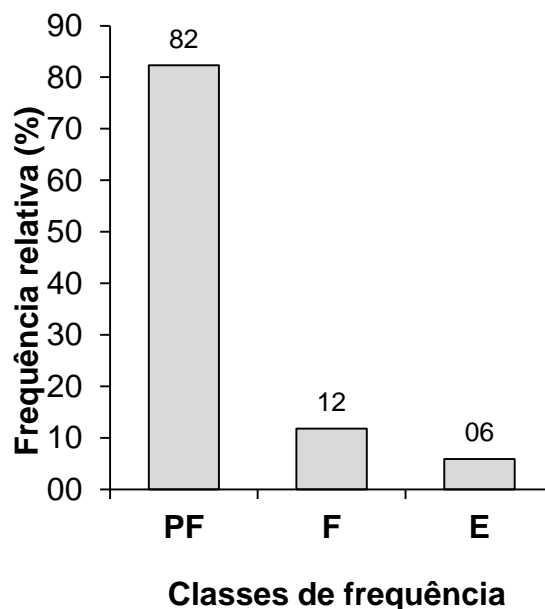
Para este estudo, afirma-se que o sítio A apresenta características físicas diferentes dos demais. Ele sofre forte influência do período seco, com uma significativa queda em seu

volume hídrico com impacto direto no fluxo limnético. Os períodos de estiagem, por sua vez, provocam baixa taxa de escoamento da água (JARDIM et al., 2014), o que diferencia a dinâmica do rio. Isto pode ter influenciado nas diferenças observadas em campo entre os sítios de coleta, sobretudo no período seco. Ressalta-se, ainda, que as cianobactérias são altamente adaptadas às condições adversas do meio e isso contribui para a sua presença em locais com características ambientais distintas, podendo ser encontradas em ambientes glaciais, de altas temperaturas e extremófilos. (CICERELLI, 2013; MALONE, 2014).

7.1.3 Frequência de ocorrência e táxons potencialmente tóxicos

Do total de táxons identificados, 82,3% (N=14) foram classificados como pouco frequentes (PF), 11,7% (N=2) como frequentes (F) e 5,8% (N=1) como esporádicos (E) (Gráfico 4).

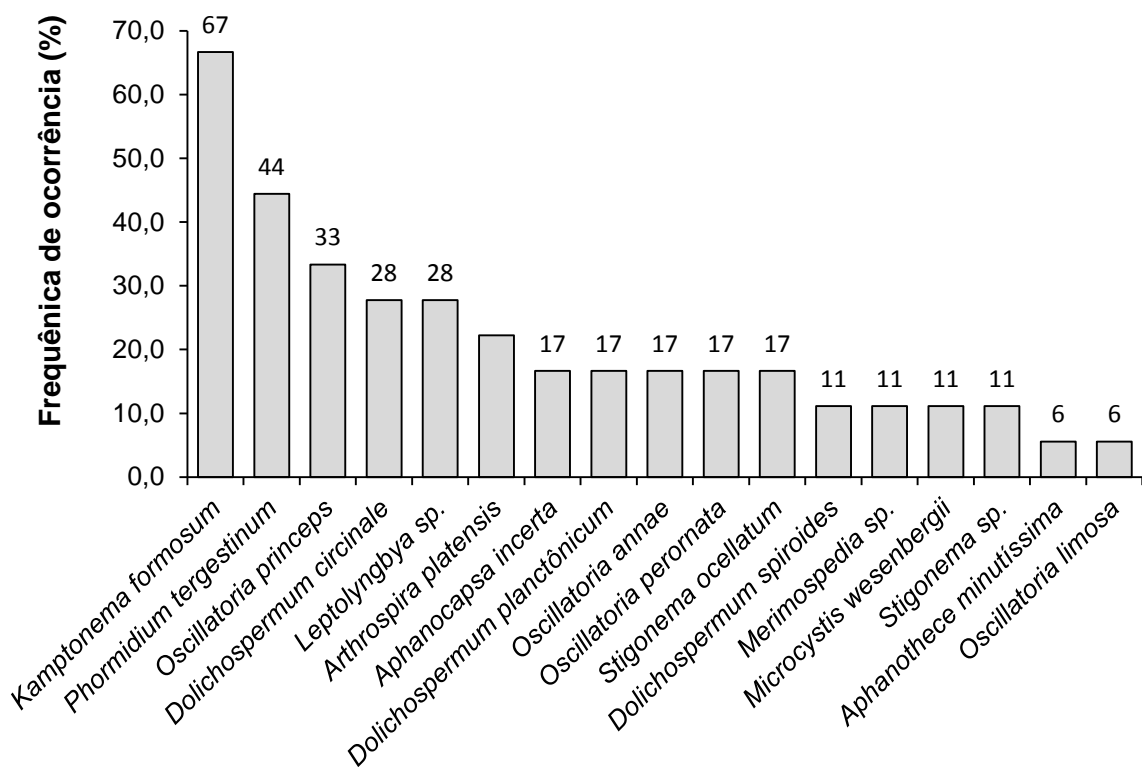
Gráfico 4: Dendograma de associação (cluster hierárquico) da riqueza de cianobactérias entre os sítios e períodos de amostragem.



Os táxons com maior frequência de ocorrência foram *Kamptonema formosum* (67 %) e *Phormidium tergestinum* (44%) (Gráfico 4). Ambos são enquadrados à ordem Oscillatoriales. Bicudo e Menezes (2006) descrevem que este gênero pode ser encontrado em diferentes tipos de habitats e a sua ocorrência é muito comum no Brasil. Além disso, estes ainda podem

ocorrer em ambientes com condições extremas, como ambientes polares, desérticos e em águas termais, apresentando alta capacidade adaptativa com cerca de 200 espécies distribuídas ao longo do globo terrestre. A sua grande adaptabilidade, ainda, é descrita em trabalhos que envolvem águas salinas (FERNÁNDEZ, 2014) e zonas de transição com forte presença do fluxo limnético (KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS, 2005; KOMÁREK, 2013).

Gráfico 5: Frequência de ocorrência (%) dos táxons identificados para o rio Curiaú.



A maioria dos táxons (82,3%) foi classificada como pouco frequente (PF): *Oscillatoria annae* (17%), *Oscillatoria limosa* (6%), *Oscillatoria princeps* (33%), *Dolichospermum circinale* (28%), *Leptolyngbya sp* (28%), *Arthrospira platensis* (22%), *Aphanocapsa incerta* (17%), *Oscillatoria perornata* (17%), *Dolichospermum planctonicum* (17%), *Dolichospermum spiroides* (11%), *Stigonema ocellatum* (17%), *Stigonema sp.* (11%), *Merimospedia sp.* (11%) e *Microcystis wesenbergii* (11%). Entre os táxons frequentes (F) (12%) estão: *Phormidium tergestinum* (44%). *Kamptonema formosum* (67%).

Dos 17 táxons identificados nessa pesquisa, seis gêneros (29,4%) são considerados potencialmente tóxicos pela literatura: *Aphanocapsa*, *Dolichospermum*, *Kamptonema*, *Microcystis*, *Oscillatoria* e *Phormidium* (CETESB, 2013; BORTOLI e PINTO, 2015). Isto

significa que em condições ideais, estes gêneros podem constituir florações no ambiente e apresentar efeitos nocivos ao ecossistema e aos seus múltiplos usos.

Os gêneros *Phormidium* e *Oscillatoria*, este último com 33% de ocorrência neste estudo, estão entre os principais grupos de cianobactérias potencialmente tóxicos encontrados no Brasil (FUNASA, 2003). Sant'Anna e Azevedo (2000) ressaltam que no País já foram registrados mais de 20 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, incluídas em 14 gêneros presentes em diferentes regiões do país.

Contudo, entre os táxons comuns registrados em florações no Brasil e encontrados neste estudo estão: *Dolichospermum* (antes *Anabaena*) (28%) e *Microcystis* (11%). Estes são citados na literatura como produtores de variados grupos de toxinas como Microcistina, Anatoxina-a (S), Anatoxina-a e Saxitoxinas-a (S) (Quadro 1). Tais toxinas podem apresentar efeitos extremamente nocivos em animais e seres humanos (CETESB, 2013).

Quadro 1: Gêneros potencialmente tóxicos identificados na APA do Curiaú e toxinas produzidas.

Cianotoxinas	Principais efeitos da exposição em altas concentrações	Gêneros produtores	
Microcistina	Anorexia, vômitos, dor abdominal, diarreia, choque hipovolêmico e hemorragia intra- hepática.	<i>Phormidium</i> <i>Microcystis</i> <i>Dolichospermum</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Aphanocapsa</i>	Wood et al., (2007). Bortoli e Pinto (2015).
Anatoxina-a (S) Anatoxina-a	Paralisia progressiva, forte respiração abdominal, cianose, convulsão, morte por asfixia, diminuição da frequência respiratória, salivação intensa. Morte ocorre por falência respiratória.	<i>Phormidium</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Microcystis</i> <i>Dolichospermum</i>	FUNASA (2003); CETESB (2013).
Saxitoxinas-a (PSPs)	Paralisia progressiva dos músculos, diminuição dos movimentos, exagerada respiração abdominal, cianose, convulsão, parada respiratória e morte.	<i>Oscillatoria</i> <i>Microcystis</i> <i>Dolichospermum</i>	Panoso et al., (2007); CETESB (2013).
Anatoxina-a, Toxina BMMA	Doenças neurodegenerativas crônicas.	<i>Kamptomena</i> <i>Phormidium</i>	Cox et al., (2005); Malone, (2014). Strunecký et al., (2014).

Fonte: elaborado pelo autor

A microcistina é a hepatotoxina mais encontrada nos reservatórios de água no mundo, sendo também a mais amplamente estudada, principalmente, as produzidas pelos gêneros *Microcystis* e *Dolichospermum*, por serem encontrados em diversos ecossistemas aquáticos em todo mundo e estarem presentes nos casos de florações (SANCHES, 2012). A anatoxina, por sua vez, é resultado do metabolismo secundário das cianobactérias e apresenta ação neurotóxica aos organismos vivos (SIQUEIRA e OLIVEIRA-FILHO, 2008), o que inclui efeitos nas cadeias tróficas aquáticas, bem como à saúde pública. Ambas são detectadas em vários grupos de cianobactérias.

Do mesmo modo, Malone (2014) detectou frações de cianotoxina β-metilaminoalanina (BMAA) em espécies do gênero *Phormidium*, identificando atividades antifúngicas e antioxidantes deste metabólito. Segundo Cox et al. (2005) essa toxina pode ser produzida por

outros gêneros de cianobactérias conhecidos atualmente como *Dolichospermum*, o que inclui as identificadas neste estudo.

Por fim, observa-se que todas as pesquisas, somadas aos casos de intoxicação (ambientais e humana) (TEIXEIRA et al., 1993; FALCONER, 1994; AZEVEDO et al., 2002) por cianotoxinas no Brasil, impulsionaram de maneira significativa novos estudos para identificação de espécies potencialmente tóxicas. Contudo, ainda existe a necessidade de estudos em regiões estratégicas, como a Amazônia, o que inclui ecossistemas como o da presente pesquisa.

7.2 PARÂMETROS AMBIENTAIS ABIÓTICOS

São apresentados na tabela 2 os valores absolutos, médias, desvio padrão e coeficiente de variação (%) dos parâmetros ambientais (pH, OD, CE, transparência e temperatura) monitorados no período de estudo.

Tabela 3: Valores absolutos, médias, desvios padrões e coeficiente de variação dos parâmetros abióticos avaliados no estudo.

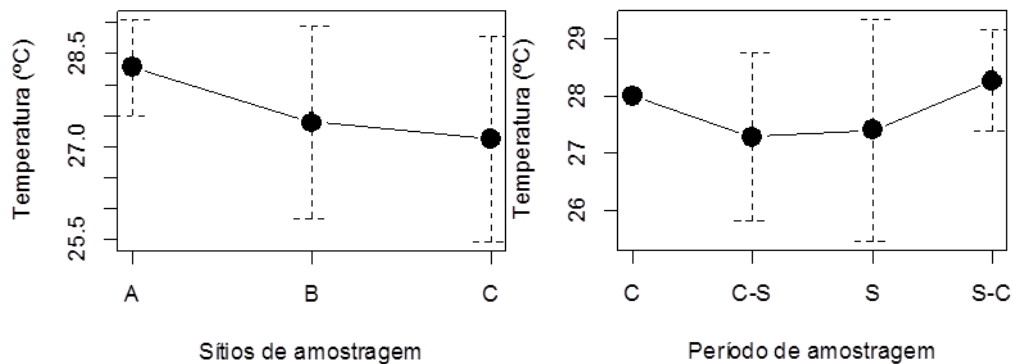
Amostragem	Período sazonal	Sítios	pH	OD (mg/L)	CE (µS/cm)	Transparência (m)	Temperatura (°C)
Junho/2016	C-S	A	5,45	1,44	0,40	1,08	28,5
		B	4,98	2,44	0,40	2,4	28,5
		C	5,06	1,90	0,20	1,47	25
Setembro/2016	S	A	6,23	2,39	0,40	0,6	29,4
		B	5,33	0,34	0,20	1,72	27,9
		C	5,24	0,86	0,20	1,72	28,3
Dezembro/2016	S-C	A	7,30	3,80	0,50	NA	27,3
		B	6,33	0,97	0,30	0,73	29
		C	5,38	0,68	0,20	0,55	28,5
Março/2017	C	A	5,70	3,00	0,20	1,7	28
		B	5,76	5,54	0,10	3,1	28
		C	5,67	4,20	0,10	2	28
Junho/2017	C-S	A	5,73	0,40	0,20	0,8	27,7
		B	4,91	2,11	0,10	3	26
		C	4,90	2,90	0,10	1,8	28
Outubro/2017	S	A	6,34	NA	0,40	0,3	28,8
		B	5,55	NA	0,50	1,6	25
		C	5,52	NA	0,50	0,6	25
		Média	5,63	2,20	0,28	1,48	27,61
		Desvio padrão	0,61	1,51	0,15	0,84	1,40
		Coef. De variação (%)	10,53	66,38	88,32	55,12	4,92

Legenda: S=seco, C=chuvoso, S-C= seco-chuvoso, C-S=chuvoso-seco, OD=oxigênio dissolvido, CE=condutividade elétrica NA: Valores não Aferidos.

7.2.1 Temperatura (°C)

A temperatura da água variou de 25°C (sítios B e C) a 29,4°C (sítio A), ambos no período de estiagem. O valor médio deste parâmetro foi de $27,6 \pm 1,40^\circ\text{C}$ ($p < 0,05$). Não foram observadas variações significativas ao longo dos sítios de amostragem ($H=1.2424$, $p= 0.5373$) e períodos sazonais ($H= 1.0055$, $p= 0.7999$) (Gráfico 6).

Gráfico 6: Valores médios de temperatura (°C) ao longo dos períodos e sítios de amostragem.



A temperatura da água é considerada uma das variáveis mais importantes da sua qualidade. Ela atua no controle de espécies aquáticas (SILVA et al., 2008), bem como na solubilidade de íons e componentes químicos, como o oxigênio dissolvido (NOZAKI et al., 2014). Além disso, tem forte influência sobre a comunidade fitoplanctônica, incluindo as cianobactérias. A temperatura elevada implica em uma intensa taxa de reprodução do fitoplâncton e, conseqüente, absorção de nutrientes (ESTEVES, 1998). Em contrapartida, possibilita, também, a estratificação térmica da água, que pode induzir a emigração vertical (fotoinibição) da comunidade de fitoplâncton e reduzir a eficiência fotossintética na camada superficial da lamina d'água (BAMBI et al., 2008), o que demonstra a complexidade em analisar este parâmetro em estudos limnológicos.

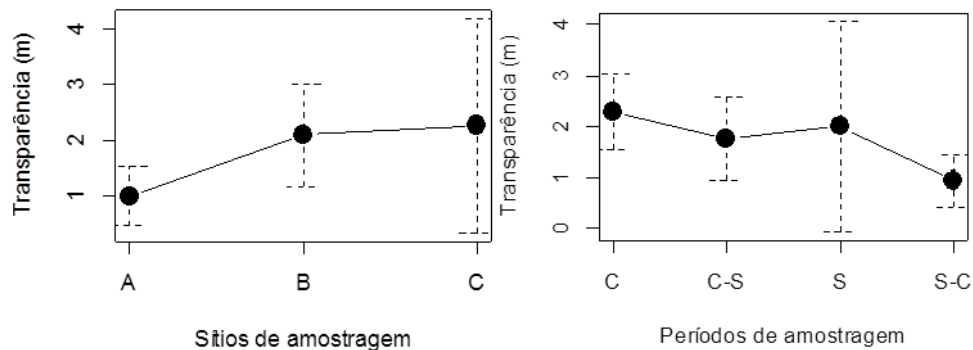
Silveira Júnior (2012) ao monitorar a qualidade da água em regiões do baixo Amazonas (Amapá) encontrou média de $28,04^\circ\text{C} \pm 1,26^\circ\text{C}$ para este ecossistema. O mesmo padrão foi encontrado por Souza et al. (2015) para o Rio Pedreira (Amapá), por Silva et al. (2008) para o Rio Purus (Amazonas) e por Plaskiewicz e Cunha (2009) para o rio Negro (Amazonas), mostrando que os valores monitorados para o rio Curiaú estão de acordo com os resultados encontrados em outros ecossistemas amazônicos.

Do mesmo modo, assim como este estudo, algumas pesquisas em rios de regiões subtropicais não observaram variações significativas da temperatura da água no espaço-tempo (MIRANDA et al., 2009; ALVES, 2012; MATOS et al., 2012; PIRATOBA et al., 2017). Isso se deve as características encontradas em regiões equatoriais, que permitem a estabilidade térmica durante um ciclo sazonal (ESTEVES, 1998; PIRATOBA et al., 2017), explicando a típica homogeneidade deste parâmetro em ecossistemas amazônicos.

7.2.2 Transparência (m)

As medidas de transparência variaram de 0,30m a 3,10m com média $1,48 \pm 0,84$ m ($p < 0,05$). Os menores valores (sítio A) estiveram associados ao período seco e os maiores (sítio B) ao período chuvoso. Foram observadas variações significativas entre os sítios de amostragem ($H = 5.2013$; $p < 0,05$). Este mesmo padrão não foi observado para as variações sazonais ($H = 4.49$, $p = 0,2132$) (Gráfico 7).

Gráfico 7: Valores médios de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) ao longo dos períodos e sítios de amostragem.



No estudo realizado por Souza et al. (2015), no Rio Pedreira (Amapá), foram mensurados valores de transparência que variaram de $1,22 \pm 0,03$ m (seca) a $1,38 \pm 0,02$ m (cheia), embora não significativamente ($p > 0,05$). Este resultado é similar ao encontrado no presente estudo ($1,48 \pm 0,84$ m; $p < 0,05$). Ressalta-se que a bacia hidrográfica do rio Curiaú apresentam características ecossistêmicas influenciadas por campos inundáveis e lagos temporário e permanente (SEMA, 2007), onde no período seco ocorre uma redução da área inundada e o oposto acontece no período chuvoso. Entretanto, tal característica não foi preponderante para a área de estudo, uma vez que não se observou variações significativas dos valores de transparência na escala temporal.

Para a variação espacial, observou-se que o sítio B apresentou os maiores valores de transparência e estes foram diferentes ($p < 0,05$) dos valores aferidos para os outros sítios. Apesar desta pesquisa não ter avaliado a batimetria na área de amostragem, pode-se afirmar, a partir de observações “in loco”, que o sítio B é caracterizado por um alargamento do rio e aumento de profundidade, o que pode estar relacionado aos maiores valores de transparência encontrados neste ponto. Embora não tenha se observado variações significativas ao longo dos períodos sazonais, ressalta-se que os maiores valores estiveram associados ao período chuvoso, o que também pode ter influenciado no aumento da zona fótica para este sítio.

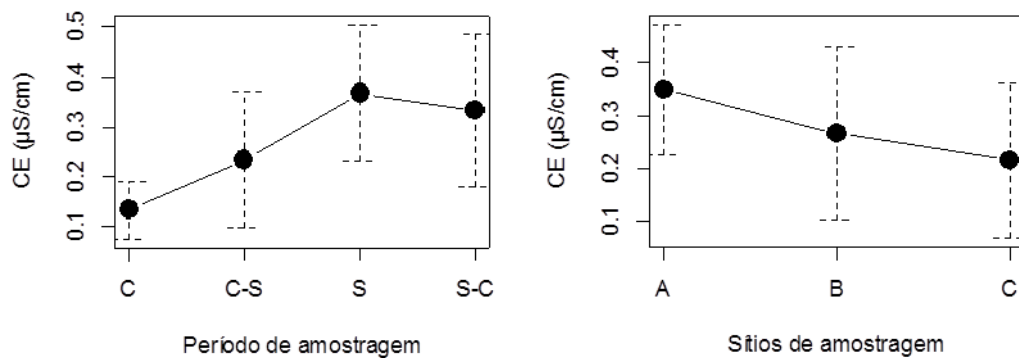
Os valores médios de transparência encontrados corroboram com valores verificados em outros ecossistemas amazônicos (SIQUEIRA et al., 2012; SILVA, 2012; ALMEIDA e MELO, 2011), corroborando com a constatação de Sperling (1995) e Esteves (1998) que valores de transparência baixos são características de águas brasileiras, sobretudo em ambientes lênticos (como na área de estudo), onde naturalmente esses valores variam de 0,2m a 2m.

A transparência é um fator físico universalmente mensurado em estudos de qualidade da água, pois esta diretamente associada à produtividade dos ecossistemas e tem grande influência no processo de fotossíntese realizado pelos organismos fitoplanctônicos, incluindo cianobactérias. Contudo, na legislação vigente (BRASIL, 2005) não existe um padrão de enquadramento para este parâmetro (SOUZA et al., 2015), o que impede a afirmação de conclusões precisas a respeito da qualidade da água com base nesta variável.

7.2.3 Condutividade Elétrica (CE) ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

A CE apresentou valores que variaram de $0,10\mu\text{S}/\text{cm}$ (sítios B e C) a $0,50\mu\text{S}/\text{cm}$ (sítios B e C), com média de $0,28 \pm 0,15\mu\text{S}/\text{cm}$ ($p < 0,05$). Os maiores valores estiveram associados ao período seco e os menores ao período chuvoso. Com isto, observou-se variação significativa para este parâmetro entre os períodos de amostragem ($H=6.6692$, $p < 0,05$). O mesmo padrão não foi observado para a distribuição entre os sítios ($H=2.5251$, $p=0,2829$) (Gráfico 8).

Gráfico 8: Valores médios de condutividade elétrica (CE) ($\mu\text{S}/\text{cm}$) ao longo dos períodos e sítios de amostragem.



A condutividade elétrica expressa a capacidade da água em conduzir correntes elétricas, que depende da concentração iônica presente na água. Quanto maior a concentração de íons maior será a capacidade de conduzir eletricidade (ESTEVES, 1988). Desta forma, o estudo desta variável pode fornecer subsídios ao entendimento sobre o metabolismo do ecossistema aquático, assim como da magnitude da concentração iônica, produção primária, decomposição e, ainda, expressar graus de impactos (poluição) (SOUZA et al., 2015).

Esta variável pode ser influenciada pelo volume de chuvas e em regiões de clima tropical, também, pode estar relacionada com as características geoquímicas do ecossistema e condições climáticas (periodicidade de precipitações) (ESTEVES, 1988; SILVA et al., 2008; PIRATOBA et al., 2017). Desta forma, a CE tende a apresentar variações de concentrações em função da sazonalidade, o que foi identificado para este estudo.

Baixos valores estão associados ao período chuvoso em função do poder de diluição dos íons frente à elevação do volume de água no ecossistema (PIRATOBA et al., 2017). Em contrapartida, em períodos secos, com a redução no volume hídrico e revolvimento de sedimentos do fundo do rio, a CE é influenciada pelos sólidos dissolvidos, possibilitando a distribuição de matéria orgânica, que influencia em maiores valores de condutividade (CETESB, 2006). O que explica as diferenças significativas entre os períodos de amostragem para este estudo.

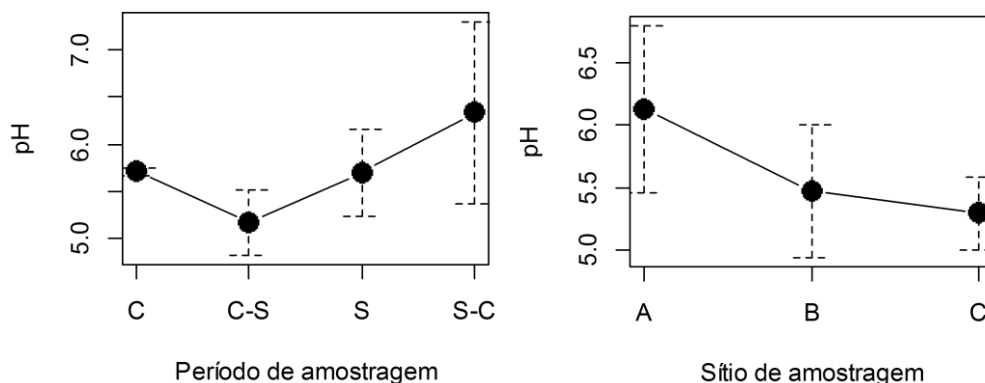
Os registros de trabalhos com qualidade da água em rios classe 1 no Amapá (CUNHA et al., 2013; SANTOS et al., 2014; SOUZA et al., 2015; ABREU e CUNHA, 2017) permitem uma discussão ampla sobre a variabilidade dos valores e padrões de CE mensurados e encontrados em rios amazônicos. Contudo, não existe um valor de referência estabelecido por instrumentos legais que preconize padrões de qualidade para este parâmetro. No entanto, é claro na literatura que as águas naturais apresentam CE na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto

que nos ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais esses valores podem chegar a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FUNASA, 2014), diferente dos níveis monitorados por esta pesquisa.

7.2.4 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Os valores de pH variaram de 4,90 a 7,30 com média de $5,60 \pm 0,61$ ($p < 0,05$) ao longo do monitoramento. Os maiores valores estiveram associados ao período de transição seco-chuvoso (7,3, sítio A), enquanto os menores foram aferidos para o período de transição chuvoso-seco (4,9, sítio C). O teste de variação apontou para diferenças significativas de valores entre os sítios ($H=6.5029$; $p < 0,05$) e períodos de amostragem ($H=6.7719$; $p < 0,05$) (Gráfico 9).

Gráfico 9: Valores médios de pH ao longo dos períodos e sítios de amostragem.



O pH é uma importante variável da qualidade da água dos ecossistemas naturais e de difícil interpretação em função dos diversos fatores que o influenciam (ESTEVES, 1988; PIRATOBA et al, 2017), como temperatura, concentração de OD, presença de matéria orgânica e, também, a atividade fotossintética dos organismos produtores, incluindo as cianobactérias (NOGUEIRA et al., 2015). Além disso, os valores de pH, ainda, estão associados a dissolução de rochas e absorção de gases atmosféricos, como também a atividade antropogênicas, que podem gerar variados grau de impactos e interferir nos níveis naturais de pH em corpos d'água (LOPES e MAGALHÃES-JÚNIOR, 2010).

Deste modo, a variação de pH nos ecossistemas aquáticos pode estar associada a vários fatores. Para Silva et al. (2008) menores valores de pH, por exemplo, estão relacionados ao aumento do teor de matéria orgânica nos corpos d'água, o que leva ao decréscimo de OD e, conseqüente, diminuição dos níveis de pH.

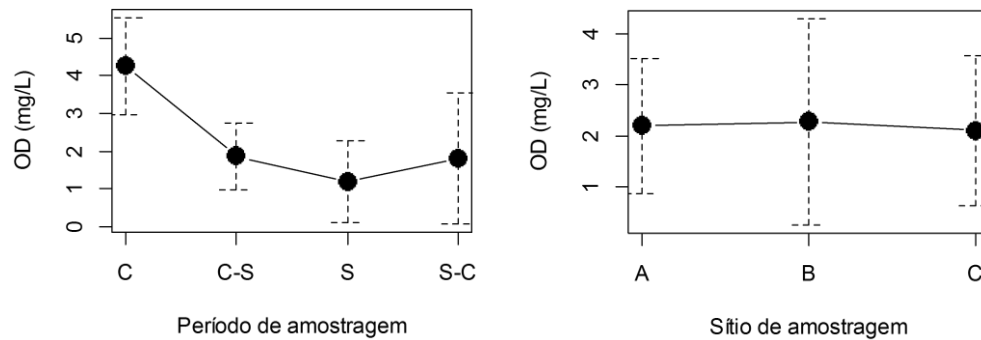
Os menores valores de pH para este estudo foram associados ao período de transição chuvoso-seco, onde há a diminuição dos índices pluviométricos, mas ainda com forte influência das características encontradas em ecossistemas aquáticos em período de cheia (elevação de ácidos orgânicos) (PONTES et al., 2012). Desta forma, o aumento no teor de matéria orgânica, associado aos períodos chuvosos, influi na elevação da concentração de ácidos orgânicos. Isto ocorre pela lixiviação de sólidos e substâncias húmicas de áreas adjacentes que, por conseguinte, implicam em uma acidificação da água (PONTES et al., 2012; PIRATOBA et al., 2017).

Isto explica a variação dos níveis de pH e a associação dos menores valores aos períodos com influencia dos taxas pluviométricas elevadas. Aliado a isso, Takiyama (2003) afirma que o pH tende a aumentar em períodos mais chuvosos, em função do caráter ácido das águas da chuva que influenciam fortemente os regimes hidrológicos dos corpos d'água encontrados na região amazônica.

Observou-se, ainda, que a maioria dos valores de pH para a área de estudo apresentou características de águas ácidas. A resolução (BRASIL, 2005) preconiza que o pH ideal para os rios de classe 1 estejam entre 6,0 e 9,0. No entanto, os rios amazônicos naturalmente apresentam níveis baixos (ácidos) de pH em seus corpos d'água, principalmente, os classificados como de "água preta", por apresentarem elevada carga de substâncias húmicas (IBGE, 1977; PEREIRA et al., 2007; SILVA, 2012) o que, também, foi observado no ecossistema estudado. Isto demonstra a fragilidade dos instrumentos legais ao desconsiderar a existência de características ecossistêmicas locais na padronização da qualidade ambiental dos sistemas hídricos brasileiros, sugerindo-se aos órgãos responsáveis a adoção de parâmetros e padrões de qualidade enquadrados nas especificidades locais e regionais (SILVA et al., 2008).

7.2.5 Oxigênio dissolvido (OD)

Os valores de OD apresentaram média de $2,20 \pm 1,51$ mg/L ($p < 0,05$) e variaram de 0,34 mg/L (sítio B) na estação seca a 5,54 mg/L (sítio B) na estação chuvosa. Foi observada variação significativa das concentrações de OD entre períodos de amostragem ($H=6.7667$, $p < 0,05$). No entanto, essa variação não foi significativa ao longo dos sítios de coleta ($H=0.06$, $p=0.9704$) (Gráfico 10).

Gráfico 10: Valores médios de OD (mg/L) ao longo dos períodos e sítios de amostragem.

O OD é uma importante variável ambiental, pois está diretamente relacionada com a manutenção de organismos aeróbios (SILVA et al., 2008). As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a atividade fotossintetizante (ESTEVES, 1988), sobretudo das microalgas (fitoplâncton) e cianobactérias. Já o consumo está relacionado com a respiração de bactérias no processo de decomposição da matéria orgânica, perda para a atmosfera e oxidação de metais presentes na água (ESTEVES, 2011).

As concentrações de OD encontrados para o Rio Curiaú são similares aos valores de outros rios amazônicos, como Rio Negro (2,9 a 5,7 mg/L) (PLASKIEVCZ e CUNHA, 2009), rio Amazonas nas regiões de Anamá/AM (1,96 mg/L) e de Itacoatiara/AM (5,73 mg/L), rio Ariaú/AM (1,85 mg/L) (SILVA et al., 2013), rio Tapajós/PA (5,8 mg/L), rio Murucupi/PA (2,6 mg/L) (PEREIRA et al., 2007) e rios Araguari e Falsino/AP (5,9 a 6,5 mg/L) (CUNHA, 2012). Esta tendência segue os padrões encontrados na maioria dos corpos hídricos de regiões tropicais. Estes apresentam deficiência de OD na água, se comparado a corpos d'água de regiões temperadas, em função das elevadas temperaturas ($\pm 38^{\circ}\text{C}$) dos ecossistemas próximos ao Equador, que permitem uma maior solubilidade do oxigênio (ESTEVES, 1988; SOUZA et al., 2015).

Com relação à variação sazonal, observa-se uma tendência em rios tropicais, associando menores valores de OD ao período de cheia (ESTEVES, 1988; SILVA, 2012; DAMASCENO et al., 2015; SOUZA et al., 2015). Contudo, para a presente pesquisa, os menores valores foram mensurados no período seco. Ressalta-se que na seca, também, foi observada os menores valores de transparência da água, embora não significativo ($p=0,2132$). A baixa transparência na lâmina d'água implica em menor amplitude da zona eufótica, com influência direta sobre a produtividade primária dos organismos fitoplanctônicos e cianobactérias (BAMBI et al., 2008) e estes, por sua vez, sustentam as concentrações de oxigênio dissolvido na água (SILVA, 2012).

Sob o ponto de vista da legislação, a resolução (BRASIL, 2005) estabelece que a concentração de OD nos rios de água doce Classe 1 não deve ser inferior a 5mg/L. Com isto, observa-se que o valor médio de OD encontrado para o rio Curiaú foi de $2,20 \pm 1,51$ mg/L. Embora este valor não configure um fator limitante para as formas de vida aquática em rios amazônicos (SILVA, 2013), os rios amazônicos apresentam variação sazonal e diária de oxigênio podendo apresentar valores muito baixos, mesmo em locais não poluídos que podem provocar mortandade de peixes (ESTEVES, 2011).

7.3 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS ABIÓTICOS

Uma matriz de correlação (Spearman) entre os parâmetros ambientais abióticos (temperatura, transparência, CE, pH e OD) é expressa na tabela 4.

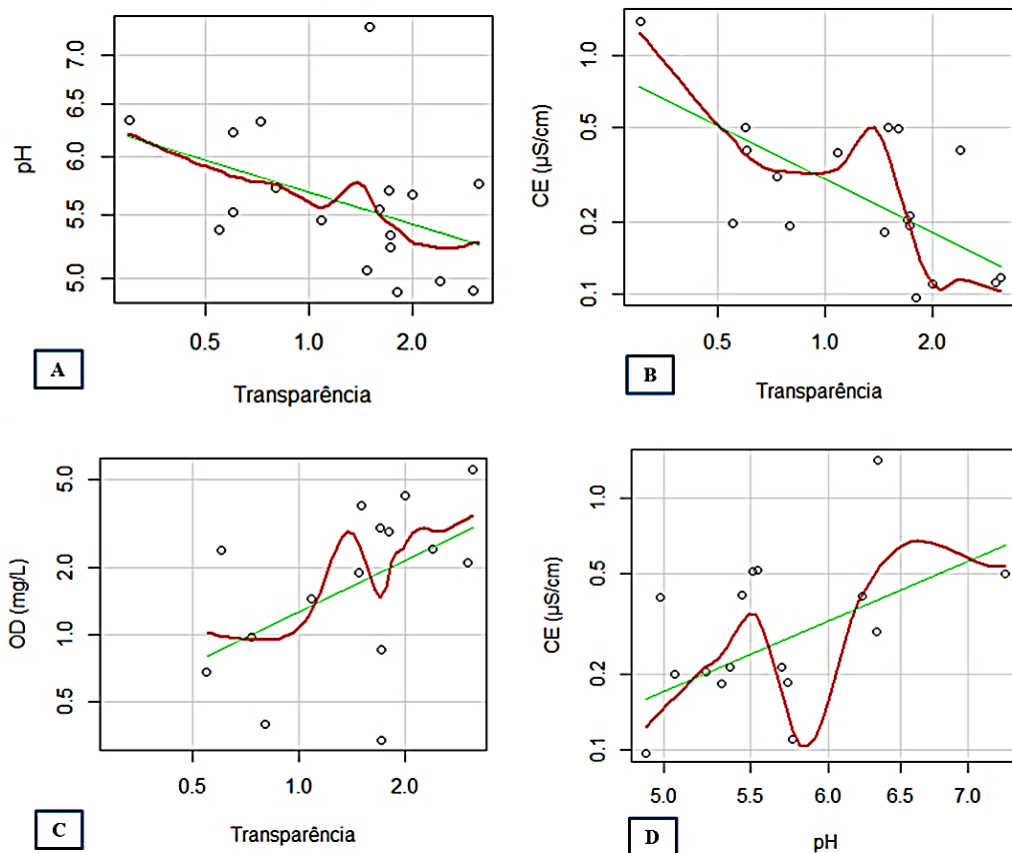
Tabela 4: Matriz de correlação de Spearman entre parâmetros ambientais abióticos mensuradas no período de estudo.

	CE (μS/cm)	OD (mg/L)	pH	T ($^{\circ}$C)	Transp. (m)
CE (μS/cm)	1	-0.17759026	0.4243473*	0.39188945	-0.5500865*
OD (mg/L)	-0.1775903	1	0.1785714	-0.07957238	0.5236821*
pH	0.4243473*	0.17857143	1	0.23148328	-0.4343165*
T ($^{\circ}$C)	0.3918895	-0.07957238	0.2314833	1	-0.3674462
Transp (m)	-0.5500865*	0.52368207*	-0.4343165*	-0.36744624	1

CE: Condutividade Elétrica; OD: Oxigênio Dissolvido; T: Temperatura ; * (P<0,05).

O teste do coeficiente de correlação de Spearman apontou para uma correlação entre os parâmetros transparência e CE (negativa), transparência e OD (positiva) e transparência e pH (negativa). O teste, ainda, evidenciou uma correlação positiva entre os parâmetros pH e CE ao longo do período de estudo (Gráfico 11).

Gráfico 11: Correlação entre os parâmetros ambientais: a) Transparência (m) e pH; b) Transparência (m) e CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$); c) Transparência (m) e OD (mg/L); d) pH e CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$).



A análise de regressão linear mostra que a transparência ($b=-0,26$, $p<0,001$) explica 55% da variação de CE. Silva et al. (2008) afirmam que o aumento de sólidos suspensos pode aumentar a presença de íons dissolvidos na água, que são proporcionais aos níveis de condutividade elétrica. Do mesmo modo, estes sólidos dissolvidos impedem a passagem de luz na superfície, diminuindo a zona fótica e interferindo na transparência. Neste estudo, os maiores valores de condutividade foram associados ao período seco, marcado pelo revolvimento de sólidos do fundo do rio, o que implica em baixo poder de penetração de luz no ecossistema aquático.

Foi possível observar também que a transparência ($b=-0,13$, $p<0,001$) explica 43% das variações de pH para a área de estudo. Nesta pesquisa os maiores valores de transparência estiveram relacionados com o período chuvoso, embora não significativamente ($p>0,05$). Contudo, isto corrobora com a correlação entre estas variáveis, uma vez que valores de pH tendem a diminuir com o aumento das chuvas que enriquecem os corpos d'água em ácidos orgânicos (PONTES et al., 2012). Resultado semelhante foi encontrado por Silva et al. (2013)

para ecossistemas subtropicais, correlacionando níveis ácido de pH com aumento na turbidez, que, por conseguinte, interfere na transparência da água.

Do mesmo modo o pH é afetado pelo processo de fotossíntese que aumenta a fixação de gás carbônico e, conseqüente, diminuição de H^+ no ambiente (elevação de pH). Isto parece estar relacionado, também, com os maiores índices de CE nos corpos d'água (BAMBI et al., 2008). O que explica a correlação (positiva) entre esses dois parâmetros para este estudo, onde o pH ($b=0,11$, $p<0,05$) explicou 42% das variações de condutividade.

A transparência ($b=1,11$, $p<0,05$) explicou, ainda, 52% da variação de OD mensurados para o rio Curiaú. Com o aumento gradativo desta variável (transparência) houve elevação das concentrações de OD no corpo d'água. Isto se deve ao conseqüente aumento da zona fótica que afeta o processo de produção primária e eleva as concentrações de oxigênio dissolvido no ambiente (ESTEVES, 1988; CARVALHO, 2003). Ressalta-se que para este estudo, ambos os parâmetros apresentaram maiores valores associados ao período chuvoso.

7.4 ANÁLISE DA CORRELAÇÃO DA RIQUEZA DE CIANOBACTÉRIAS E OS PARÂMETROS AMBIENTAIS

Os valores de correlação entre a riqueza de cianobactérias e os parâmetros ambientais (CE, OD, pH, Temperatura e Transparência) são expressos na tabela 6.

Tabela 5: Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais e a riqueza de cianobactérias.

	CE ($\mu S/cm$)	OD (mg/L)	pH	T ($^{\circ}c$)	Transp. (m)
Riqueza	-0.1645156	0.06177123	-0.07490537	0.01103968	-0.004546063

CE: Condutividade Elétrica; OD: Oxigênio Dissolvido; T: Temperatura

Com base nos valores de coeficiente de Spearman, observa que nenhuma variável ambiental influenciou significativamente ($p>0,05$) na riqueza de cianobactérias para a área de estudo. Resultados diferentes foram encontrados para o rio São Francisco, onde as variáveis ambientais estiveram relacionadas com a variação fitoplanctônica do estudo (MELO et al., 2012). No estudo de Cunha (2012) observou-se que a temperatura esteve relacionada com 55% da variação da riqueza para os rios Falsino e Araguari (AP), o que incluiu vários grupos do fitoplâncton, além das cianobactérias.

Para o Lago Catalão, a variável oxigênio dissolvido, temperatura e condutividade elétrica foram determinantes para a distribuição da riqueza fitoplanctônica (ALMEIDA e MELO, 2011). Nestes citados trabalhos foi observada variação significativa dos parâmetros ambientais entre os sítios e períodos de amostragem ($p < 0,05$)

Com isto, observa-se que para o rio Curiaú, a distribuição da riqueza de cianobactérias mostra-se altamente estável às condições físicas e químicas da qualidade da água, sem interferências diretas na sua distribuição espaço-sazonal. Isto pode estar associado à distribuição homogênea das variáveis ambientais entre os sítios de amostragem, comprovada pelos testes de correlação ($p > 0,05$), mas também pode estar relacionada ao ambiente favorável com baixa velocidade da água contribuindo para que elas fiquem próximas ao perifíton.

8 CONCLUSÕES

De posse dos resultados foi possível concluir que:

- As variáveis ambientais apresentam um padrão de variação sazonal, o que não foi observado para as distribuições espaciais, com exceção de pH e Transparência. Os valores de pH e o OD apresentaram-se em desconformidade com o previsto pela Resolução (BRASIL, 2005). Entretanto, ressalta-se a necessidade do enquadramento de peculiaridades regionais na preconização de padrões de qualidade pelos órgãos competentes.
- As correlações entre as variáveis ambientais mostraram influência da transparência da água com os níveis pH, OD e CE. Isto sinaliza para a importância do monitoramento das variáveis ambientais em corpos d'água, uma vez que gera impactos na manutenção, controle e desenvolvimento dos processos endógenos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos;
- A composição de cianobactérias segue o padrão encontrado em outros ecossistemas brasileiros, com predominância de organismos filamentosos. A localização dos sítios de amostragem influenciou na riqueza fitoplanctônica, com maiores valores associados ao sítio com característica física distinta e maior proximidade do conglomerado urbano, o que também, pode influenciar no desenvolvimento de cianobactérias pelo despejo de efluentes domésticos, embora não tenha sido foco deste estudo;
- Cinco táxons foram considerados, potencialmente, tóxicos capazes de produzir hepatotoxinas e neurotoxinas como: Anatoxina-a, Saxitoxinas-a (S), Microcistina e a neurotoxina β -metilaminoalanina (BMAA). Entre eles, o gênero *Kamptomonema* apresentou a maior frequência para a área de estudo (67%). Isto implica na necessidade de monitoramentos da qualidade da água do rio Curiaú, a fim de verificar o surgimento de florações (blooms) de cianobactérias no corpo d'água, através de estudos que possam determinar a sua densidade no ambiente, tornando-se subsídios estratégicos em questões voltadas a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos.
- Por fim, observa-se que as hipóteses iniciais deste estudo foram parcialmente refutadas, uma vez que foi identificada a presença de diferentes grupos de cianobactérias,

incluindo gêneros potencialmente tóxicos conforme a literatura (H1 aceita). Entretanto a presença desses organismos não se correlacionou com as variáveis ambientais mensuradas em campo, mostrando a marcante adaptabilidade deste grupo frente aos parâmetros ambientais que caracterizam a qualidade da água do rio Curiaú (H2 refutada).

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. H. M.; CUNHA, A. C. Qualidade da Água e Índice Trófico em Rio de Ecosistema Tropical Sob Impacto ambiental. **Eng San Ambient**. Artigo Técnico. v. 22, n. 1. Jan/Fev, p. 45-56, 2017.
- ALMEIDA, F. F.; MELO, S. Estrutura da Comunidade fitoplanctônica de um lago de inundação amazônico (Lago Catalão, Amazonas, Brasil). **Neotropical Biology and Conservation**. v. 6, n. 2, p. 112-123, 2011.
- ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S. MONTEIRO S. M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 1, p. 115-124, 2012.
- AMAPÁ. PROMOTORIA DE MEIO AMBIENTE DO ESTADO DO AMAPÁ. **Unidades de conservação do Amapá (uma visão geral)**. Disponível em: <<
<http://www.mpap.mp.br/meio-ambiente/111-noticias-prodemac/197-unidades-de-conservacao-do-amapa-uma-visao-geral>>>. Acessado em 13 de Julho de 2016.
- ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of Cyanophyta: Oscillatoriales. **Algological Studies**, v.80, n.1/4, p. 327-472. 1988.
- ANAGNOSTIDIS, K.; KOMÁREK, J. Modern approach to the classification system of Cyanophyta: Stigonematales. **Algological Studies**. v. 80, n. 59, p. 01-73. 1990.
- AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. BioEstat 5.0 - **Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá-IDS/MCT/CNPq, 2007. 1 CD-ROM.
- AZEVEDO, Sandra Maria Feliciano de Oliveira. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru - Brazil. **Toxicology**. n. 181-182. p. 441- 446, 2002.
- AZEVEDO, Sandra Maria Feliciano de Oliveira. Toxinas de Cianobactérias: Causas e consequências para a saúde pública. **Medicina Online-Revista virtual de Medicina**. Núcleo de Pesquisa de produtos Naturais – UFRJ. v.1 Nº 3. 1-16, 1998.
- BAMBI, P.; DIAS, C. A. A.;PINTO-SILVA,V. Produção Primária do Fitoplâncton e as suas relações com as principais variáveis limnológicas na Baía das Pedras , Pirizal Nossa senhora do Livramento, Pantanal de Poconé – MT. **UNICIÊNCIAS**. v. 12, p. 47-68, 2008.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições**. 2ª ed. São Carlos: RiMa, 489 p, 2006.
- BORTOLI, E.; PINTO, E. **Cianotoxinas: características gerais, histórico, legislação e métodos de análises**. In: POMPEO. et al (Org). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Laboratório de Toxinas e Produtos Naturais de Algas. Faculdade de Ciências Farmacêuticas de São Paulo, São Paulo. Brasil, 2015.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. p. 58-63. Publicada no Diário Oficial da União (DOU), 18 de Março de 2005.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. **Cianobactérias/cianotoxinas: procedimentos de coleta, preservação e análise.** Brasília/DF. Ministério da Saúde, 2015.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano.** Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília- DF: Ministério da Saúde, 2006.

CARMICHAEL, W. W. Cianobactéria Secondary Metabolites – The Cianotoxins. **Journal of Applied Bacteriology.** p. 445-459, 1992.

CARMICHAEL, W. W. Algal toxins. **Advances in Botanical Research.** ed. Callow, J.A. London: Academic Press, p. 47-101, 1986.

CARMICHAEL, W. W. The toxins of Cianobactéria. **Scientific American.** New York, v. 270. 78-86, 1994.

CARVALHO, M. C. **Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo.** 167p. Tese (Doutorado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública, Universidade do Estado de São Paulo, 2003.

CHORUS, I.; MUR, L. **Toxic cyanobacteria in water. A guide to their public health consequences, monitoring and management.** Preventative measures. In: Chorus I, Bartram, J, (Eds). Published by E & FN Spon on behalf of the World Health Organization, p. 235-274, 1999.

CHORUS, I; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management.** 3 ed. Geneva: WHO - World Health Organization, 1999.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Manual de Cianobactérias Planctônicas: legislação, Orientações para o Monitoramento e Aspectos Ambientais/CETESB.** CARVALHO, Maria do Carmo. et al, São Paulo - SP, 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Noções Básicas e Contagem de Algas - Fitoplâncton de Água Doce.** Setor de Transferência de Conhecimento Ambiental, São Paulo - SP, 2004.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem.** São Paulo, 2009. Disponível em: <<<http://cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf>>>. Acessado em: 29 de Janeiro de 2017.

COX, Paul Allan. et al. Diverse taxa of cyanobacteria produce beta-N-methylamino-L-alanine, a neurotoxic amino acid. **Proceedings the National Academy Societ.** v. 112, p. 5074-5078, 2005.

CUNHA, A. C. **Monitoramento, parâmetros e controle da qualidade da água.** Curso para engenheiros e técnicos das Unidades de Monitoramento dos OEMAS. Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA. Macapá/AP, 2001.

CUNHA, E. D. S. **Levantamento, quantificação e dinâmica espaço-temporal do fitoplâncton dos Rios Araguari e Falsino no Estado do Amapá (Amazônia Oriental)** 91f. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical_PPGBio)-Universidade Federal do Amapá-UNIFAP, Macapá, 2012.

CUNHA, E. D. S.; CUNHA, A. C.; SILVEIRA Jr, A. M. e FAUSTINO, S. M. M. Phytoplankton of two rivers in the eastern Amazon: characterization of biodiversity and new occurrences. **Acta Botanica Brasilica** v. 27. Nº 2. 364-377, 2013.

DAMASCENO, M. da C. S.; RIBEIRO, H. M. C.; TAKIYAMA, L. R.; PAULA, M. T. de. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 3, p. 598-613, 2015.

DEBERDT, G. L. B.; CALIJURI, M. C.; MINOTI, R. **A produtividade primária na represa Salto Grande.** In: HENRY, R. (Ed). Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fapesp/Fundbio, 2004.

DEBERT, G. L. B.; CANTUSIO NETO, R.; AGUJARO, L. F. **Florações de cianobactérias e sua inserção na legislação brasileira.** Editora MS/CGDI/SAA/SE. Secretária de Vigilância em Saúde. Ministério da Saúde, Brasil, 2004.

DI BERNARDO. L.; MINILO. A.; DANTAS. A. DI BERNARDO. **Floração de algas e de cianobactérias: Suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento.** ed. LDiBe, São Carlos, 2010.

ESTEVEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 3ª. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 822. p. 2011.

ESTEVEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia. **Interciência/FINP.** Rio de Janeiro, 602.p, 1988.

FACUNDES, F. S.; GBSON, M. V. **Recursos Naturais e Diagnóstico Ambiental da APA do Rio Curiaú.** 58f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) - Universidade Federal do Amapá-UNIFAP, Macapá, 2000.

FALCONER, I. R. **Health implications of Cyanobacterial (blue-green algae) toxins.** In: Steffensen D. A, Nicholson B. C, (editors). Toxic Cyanobacteria Current Status of Research and Management - Proceedings of an International Workshop. Adelaide, 1994.

FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L. B.; SOUZA, B. D. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, p. 247-258, 2009.

FERNÁNDEZ, M. E. G. **Biodiversidade de macroalgas contonetales y evaluación de la calidad da ecológica en aguas de transición. El caso del marjal de Pego-Oliva (E de la península Ibérica)**. Universidade de Murcia/Facultad de Biología. 142f. 2014.

FERNANDEZ, S. S. **Biodisponibilidade de Cianotoxinas em Bivalves**. 44f. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada. Departamento de Zoologia-Antropologia. Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Fevereiro de 2008.

FERRÃO-FILHO, A. S.; MOLICA, R.; AZEVEDO, S. M. O. F. Ecologia, ecofisiologia e toxicologia de cianobactérias. Artigo apresentado no numero especial. **Oecologia Brasiliensis**. p.225-228, 2009.

FERREIRA, A. H.; MINILO, A.; SILVA, L. M., YUNES, J. S. Ocorrência de *Anabaena spiroides* (cianobactéria) no estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil) no Verão-Outono de 1998. **Atlântica**. v. 26, n .1, p. 17-26, Rio Grande, 2004.

FERREIRA, A. R. S. **Resistência e Bioacumulação de Arsênio na Cianobactéria *Phormidium* sp.** Dissertação de Mestrado, 46f. Universidade Federal do Pará – UFPA/INSTITUTO DE ESTUDOS COSTEIROS. Bragança/PA, 2012.

FIORUCCI, A. R.; FILHO, E. B. **A importância do Oxigênio Dissolvido em Ecossistemas Aquáticos**. Revista Química e Sociedade. Brasil, 2005. Disponível em: <<<http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc22/a02.pdf>>>. Acessado em 08 de Junho de 2016.

FÖRSTER, K. Desmids of Brazil, 1: Northern Brazil. **Revue Algol**. Vol. 7, 38-92. (In German), 1963.

FUENTES, E. V. **Ecologia do fitoplâncton na Lagoa do Peri: influencia da variabilidade climática sobre a limnologia e a dinâmica de cianobactérias**. Tese de Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis/SC, 2015.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Ed. Acessoria de comunicação e educação em saúde – ASCOM. Brasília, Maio de 2003.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. **Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAS**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasil – Brasília, 2014. Disponível em : << http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf>>. Acessado em 08 de Julho de 2017.

GOMES, A. L. **Biodiversidade de Cianobactérias em uma Região Portuária e Industrial no Estuário Amazônico, Pará, Brasil**. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal do Pará - UFPA. Belém – PA, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA – IBGE. **Geografia do Brasil - Região Norte**. Rio de Janeiro, Vol I, pp. 123-125, 1977. <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81436_v1.pdf>>. Acessado em 25 de Janeiro de 2017.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS DO AMAPÁ – IEF/AP. **Plano Anual de Outorga Florestal do Amapá**. PAOF/2016. Instituto Estadual de Floresta do Amapá; IEF,2015.Disponível:

em:<<<http://www.editor.ap.gov.br/editor/Arquivos/Texto/Gestor4ef5cfad4a5cfaa9b982746c4e764a77.pdf>>>. Acessado em 12 de Julho de 2016.

JARDIM, Fernando Antônio. et al. Fatores Determinantes das Florações de Cianobactérias na Água do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Eng. Sanit. Ambient.** v.19, n. 3. Jul / Set, p. 207-218. 2014.

KOMÁREK, J. Cyanoprocaryota 19/3: Heterocystous genera. **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Springer Spektrum, Heidelberg. 2013.

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

KOMÁREK, J.; AGNOSTIDIS, K. Cyanoprocaryota 19/02: Oscillatoriales. In: Büdel B, Gartner G, Krientez L, Schargel M (eds.). **Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Elsevier, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 2005.

LOPES, A. M. M. B. **Composição da Comunidade de Cianobactérias e Outros Grupos Microbianos em dois Reservatórios Tropicais**. Tese de Doutorado (PPG/Ecologia, Conservação e Manejo da vida Silvestre.) 134f. Belo Horizonte, 2013.

LOPES, F.W.A.; A. P MAGALHÃES-JUNIOR. Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH**. V. 06, n. 2, p. 134-147. Belo Horizonte/Julho-dezembro de 2010.

MAGALHÃES, A. B. C. **Ocorrência de Cianobactérias em Mananciais de abastecimento de Água para Consumo Humano no Município de Viçosa – MG**. Dissertação de Mestrado (PPG-Botânica). 145f. Viçosa, Minas Gerais, 2007.

MALONE, C. F. S. **Diversidade Fenotípica, Molecular e Avaliação do Potencial Biotecnológico do complexo *Phormidium* (Cianobactéria) em ambientes da Mata Atlântica e Pantanal, Brasil**. Tese (Doutorado) 187 f. Instituto da Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 2014.

MATOS, Josilene Brito. et al. Caracterização Quali-Quantitativa do Fitoplâncton da Zona de Arrebentação de uma Praia Amazônica. **Acta Botanica Brasilica**.v. 26, n. 4, p. 979-990. 2012.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD, G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos.

MELO, Gustavo. et al. Influência de Variáveis Ambientais na Comunidade Fitoplanctônica nos Reservatórios Receptores do Projeto de Integração do Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia Física – RBGF**. v. 06. p. 1300-1316. 2012.

MIRANDA, Rafaela Galvão. et al. Qualidade dos Recursos Hídricos da Amazônia – Rio Tapajós: avaliação de Caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 4, n. 2, p.75-92, 2009.

MOSCHINI-CARLOS, V. **Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais**. Perspectiva na Limnologia no Brasil. Ed. União, São Luis. p. 1-11, 1999.

MOTA, H. R.; ROLLA, M. E. **As cianobactérias e a qualidade da água**. A importância de estar sempre atento. Ed. Ceming, Minas Gerais. v.1, p. 1-8, 2007.

MOURTHÉ, K. **Obtenção de Biomassa de *Arthrospira platensis* (*Spirulina*) Utilizando soro de leite**. Tese (Doutorado) em Ciência Animal 85f. Escola de Veterinária-UFMG Minas, Gerais, 2010.

MUR, L. R.; SKULBERG, O. M.; UTKILEN, H. **Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**. In Chorus, I & Bartram, J. (Eds). Published by E & FN Spon. London, New York. p. 15- 40, 1999.

NOGUEIRA, F. F.; COSTA, I. A.; PEREIRA, U. A. **Análise de Parâmetros físico-químicos da Água e do Uso e Ocupação do Solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis-Goiás**. (Trabalho de Conclusão de Curso-TCC) 53f. Goiânia, Julho de 2015.

NOZAKI, Cássia Tiemi. et al. Comportamento Temporal de Oxigênio Dissolvido e pH nos Rios e Córregos Urbanos. **Atas da Saúde Ambiental – ASA**. v. 2, n. 1. 2014.

OLIVEIRA, B. S. S. **Qualidade da Água Associada à Vulnerabilidade Climática e Riscos Sanitários no Baixo Rio Jarí – AP**. MONOGRAFIA (Bacharelado em Ciências Ambientais). Universidade Federal do Amapá – UNIFAP. 60f. Macapá-AP, 2013.

OLIVEIRA, J. E. **Caracterização da comunidade potamofitoplanctônica da bacia do rio Araguari (AP) nos períodos de seca e chuva (2004, 2005 e 2006)** 91p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução). Universidade Federal de Goiás-Goiânia, 2007.

PALMA, João Victor Nolasco. et al. Avaliação da transparência e pH do reservatório da Usina Hidroelétrica Ernestina – RS. **Ciência e Natura**. v. 39. Ed. Esp. PROCAD CAPES, p. 164-170, 2017.

PANOSO, Renata. et al. Cianobactérias e Cianobactérias em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o Potencial Controle das Florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecol. Bras**. V. 11, n. 3, p. 433-449. 2007.

PEINADOR, M. Las cianobacterias como indicadores de contaminación orgánica. **Rev. Biol. Trop** (versão online). São José Sep. v. 47, n. 3.1999.

PEREIRA, M. E. G. S. et al. Influência das Variáveis Ambientais na Qualidade da Água de uma Lagoa Costeira Tropical no Norte do Brasil. **Arq Ciênc Mar**. v. 50, n. 1, p. 81-93. 2017.

PEREIRA, Simone de Fátima. et al. Estudo químico ambiental do rio Murucupi Barcarena, PA, Brasil, área impactada pela produção de alumínio. **Ambi – Agua**. v. 2, n. 3, p. 62-82, Taubaté, 2007.

PIRATOBA, Alba Rocio Aguilar. et al. Caracterização de Parâmetros de Qualidade da Água na Área Portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Ambi – Agua**. vol. 12 n. 3, May / Jun. Taubaté, 2017. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos – RBRH**. v. 19, n.3 –Jul/Set, 215-226. 2014.

PLASKIEVCZ, A. C; CUNHA, H. B. Avaliação **Química do Rio Negro na Amazônia Central**. XVIII Jornada de Iniciação Científica PIBIC/CNPq/FAPEAM/INPA. Manaus, 2009. Disponível em: <<file:///C:/bolsaPROBIC/RIO%20NEGRO.pdf>>. Acessado em 25 de Janeiro de 2018.

POMPÊO, M. **Monitoramento e Manejo de Macrófitas Aquáticas em Reservatório Tropicais Brasileiros**. Instituto de Biociências-IB/ Universidade de São Paulo-USP, 1ª Edição. São Paulo, 2017.

PONTES, P. P; MARQUES, A. R; MARQUES, G. F. Efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água na micro-bacia do Córrego Banguelo – Contagem. **Revista Água & Ambiente**, v. 7, n. 3, p. 183-194, 2012.

PROGRAMA ÁREAS PROTEGIDAS DA AMAZÔNIA. **ARPA Biodiversidade**. Disponível em: <http://arpa.mma.gov.br/wp-content/uploads/2012/10/arpaBiodiversidade.pdf>>. Acessado em 12 de Dezembro de 2017.

RODRIGUES, Eduardo Henrique Costa. et al. Variação Temporal do Fitoplâncton em um Rio Tropical Pré -Amazônico (Rio Pindaré, Maranhão, Brasil). **Ciência e Natura**. v.37, n.2. Mai/Ago. p. 241 – 251. 2015.

RODRIGUES, L. L. **Biodiversidade de cianobactérias e algas das represas Billings (braço Taquacetuba) e Guarapiranga, São Paulo, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Botânica). 205p. Universidade de São Paulo, 2008.

SÁ, Lena Lilliam Canto de. et al. Occurrence of toxic cyanobacterial bloom in the left margin of the Tapajós river, in the Municipality of Santarém (Pará State, Brazil). **Rev Pan-Amaz Saúde**. p.159-166, 2010.

SANCHES, S. M. Presença de Microcistina em água, impactos na saúde pública e medidas de controle. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada**. v. 33, Nº 2, p. 181-187. 2012.

SANT' ANNA, C. L; AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, n. 3-4, p. 359-385, Stuttgart, November. 2000.

SANT' ANNA, Célia Leite. et al. **Atlas de Cianobactérias e Microalgas Continentais Brasileiras**. São Paulo (Instituto de Botânica). 175p. 2012.

SANT'ANNA, Célia Leite. et al. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. **Revista Brasil. Bot.** v.30, n.1, p.1-17, Jan/Mar. 2007.

SANTIAGO, R. T.; KEPPELER, E. C. Fitoplâncton de um trecho do rio Japiim em Mâncio Lima – AC. **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v.15, n.5, p.91-98, 2011.

SANTOS, E. S. **Modelagem Hidrodinâmica e Qualidade da Água na Foz do Rio Araguari-AP**. Capítulo 1 (Análise Estocástica Multivariada Espaço-Sazonal da Qualidade da Água na Foz do Rio Araguari-Amazônia-Brasil). Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical (PPGBIO) 113f. Universidade Federal do Amapá. Macapá-AP, Junho de 2012.

SANTOS, E. S.; CUNHA, A. C. Análise de Cenários Hidrossedimentométricos para Estimar Taxas de Assoreamento e Vida Útil do Reservatório da UHE Cachoeira Caldeirão no Rio Araguari/AP-Brasil. **Biota Amazônia (Open Journal System)**. v. 5, n. 3, p. 88-97. Macapá - AP, 2015.

SANTOS, K. R. S.; SANT'ANNA, C. L. Cianobactérias de diferentes tipos de lagoas (“salina”, “salitrada” e “baía”) representativas do Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**. n.1, v.33, p.61-83, 2010.

SILVA, Ana Elisa Pereira. et al. Influência da Precipitação na Qualidade da Água do Rio Purus. **Acta Amazônica**. v. 38, n.4. p.733-742, 2008.

SILVA, Maria do Socorro Rocha da. et al. Classificação do Rios da Amazônia: uma estratégia para a preservação desses recursos. **HOLOS Enviroment**, v. 13, n. 2. p. 163 - 174, 2013.

SILVA, S. C. F. **Ecotoxicologia de Cianobactérias do Canal Principal do Baixo Rio Tapajós, Santarém, Pará, Amazônia, Brasil**. Dissertação de Mestrado, 93 f. Universidade Federal do Oeste do Pará – UFOPA. Santarém-PA, 2012.

SILVEIRA JUNIOR, A. M. **Composição e biomassa microfitoplanctônica associada a variáveis físico e químicas em dois transectos da zona estuarina do Rio Amazonas (Amapá, Amazônia, Brasil)**. Dissertação de Mestrado, 92p. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde: Ensaio Biológicos. Universidade Federal do Amapá/UNIFAP. Macapá-AP, 2012.

SIQUEIRA, D. B.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Cianobactérias de água doce e Saúde Pública: uma Revisão. **Universitas Ciências da Saúde**. v. 3, n. 1, p. 109-127.

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F.; MIGUÉIS, A. M. Diagnóstico da Qualidade da Água do Rio Parauapebas (Pará, Brasil). **Acta Amazônica**. v.42, n.3. p. 413-422, 2012.

SNUC – **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**: Lei nº 9. 985, de 18 de Julho de 2000; Decreto nº 4. 340, de 22 de Agosto de 2002; Decreto nº 5. 746, de 5 de Abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5. 758, de 13 de Abril de 2006 / Ministério do Meio Ambiente – BRASÍLIA: MMA / SBF, 2011.

SOUZA, K. F.; MELO, S. Levantamento taxonômico de desmídias (Chlorophyta) do lago Novo (Amapá, Brasil): Gêneros *Staurastrum*, *Staurodesmus* e *Xanthidium*. **Acta Amazônica**. v. 41, n.3. p. 335-346, 2011.

SOUZA, N. S.; SÀ-OLIVEIRA, J. C.; SILVA e SILVA, E. Avaliação da Qualidade da Água do Alto Rio Pedreira, Macapá, Amapá. **Biota Amazônia** (Open Journal System). Macapá, v. 5, n. 2, p. 107-118, 2015.

SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 1, 240 p. Belo Horizonte: UFMG, 1995.

STRUNECKÝ, O.; KOMÁREK, J.; SMARDA, J. *Kamptonema* (Microcoleaceae, Cyanobacteria), a new genus derived from the polyphyletic *Phormidium* on the basis of combined molecular and cytomorphological markers. **Preslia (Prague)** v. 86, p. 193-207, 2014.

TAKIYAMA, L. R.; SILVA, A. Q.; COSTA, W. J. P; NASCIMENTO, H.S. Qualidade das águas das Ressacas das Bacias do Igarapé da Fortaleza e do rio Curiaú. In: TAKIYAMA, L. R.; SILVA, A. Q (Orgs). **Diagnóstico das ressacas de Estado do Amapá**: Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Curiaú. Macapá: CPAQ/IEPA;DGEO/SEMA. . p. 81-104.2003.

TAVARES, J. P. N. Características da Climatologia de Macapá-AP. **Caminhos de geografia - revista on line**, v. 15, n. 50. p. 138-151, Uberlândia, jun/2014.

TEIXEIRA, Maria da Glória Lima Cruz. et al. Gastroenteritis epidemic in the area of Itaparica, Bahia, Brazil. **Bull PAHO**. v. 27, n. 3. p. 244-253, 1993.

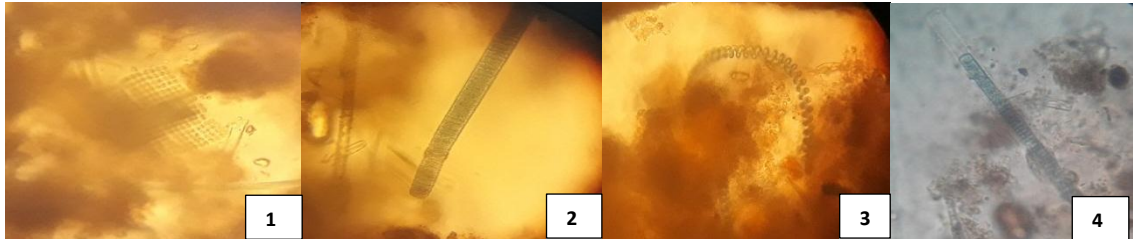
WOOD, Susie. et al. First report of homoanatoxin-a and associated dog neurotoxicosis in New Zealand. **Toxicon**, v. 50, n. 2, p. 292-301, 2007.

ANEXO

Prancha de Identificação

Divisão: Cyanophyta

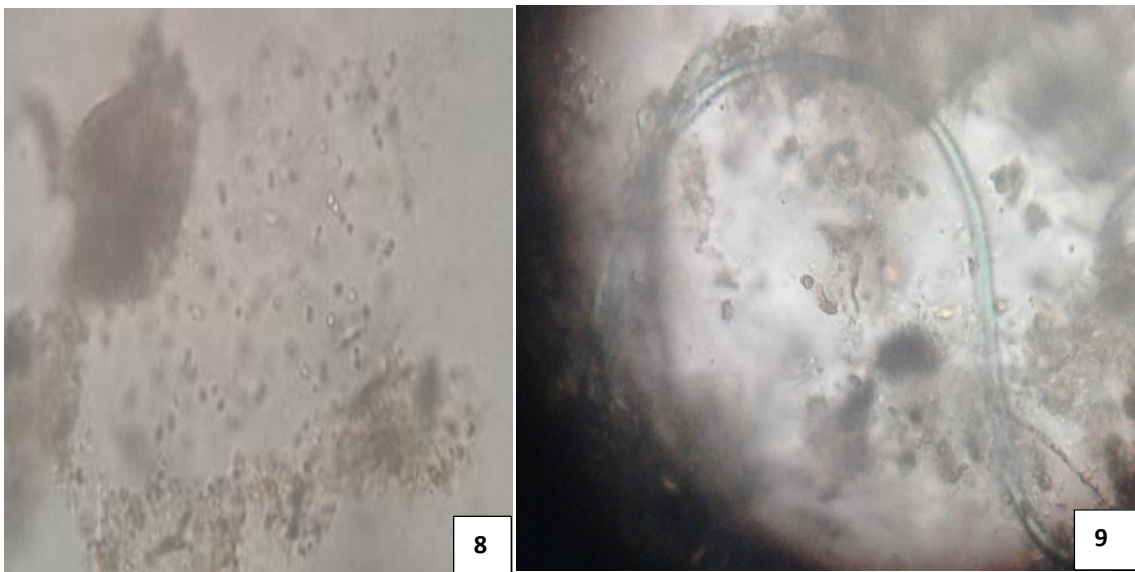
Classe: Cyanophyceae



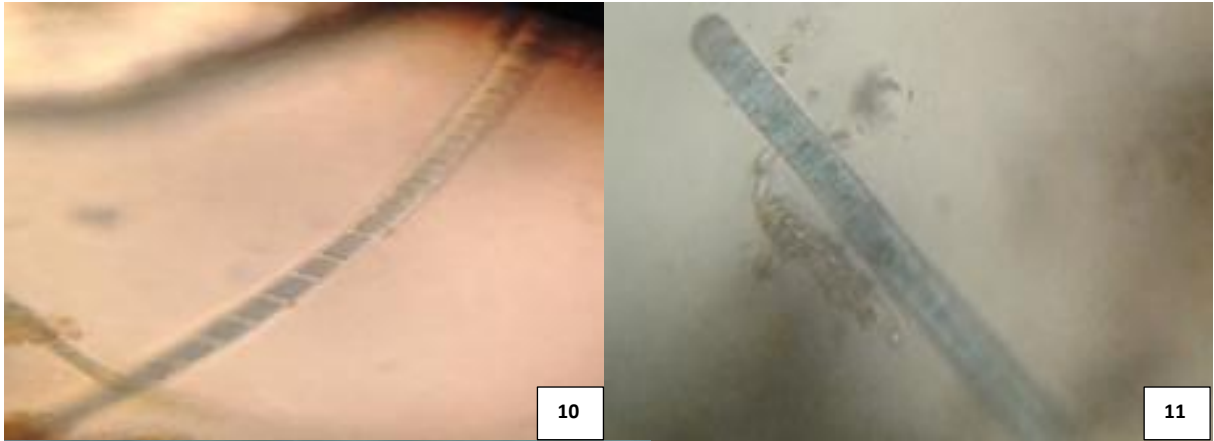
1. *Merismopedia* sp. 2. *Oscillatoria annae*. 3. *Arthrospira platensis*. 4. *Phormidium tergestinum*



5. *Stigonema* sp. 6. *Dolichospermum circinale*. 7. *Dolichospermum spiroides*

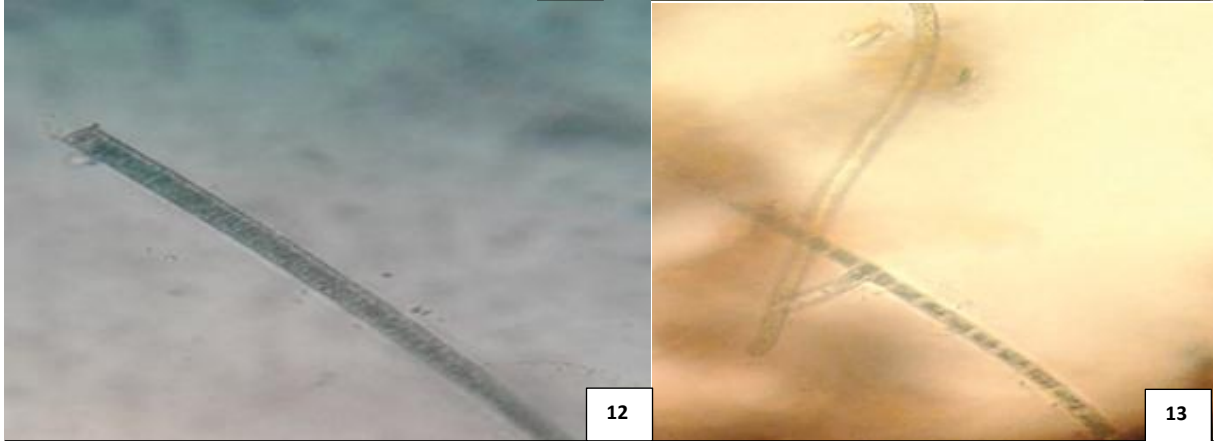


8. *Aphonotheca minutissima*. 9. *Kamptonema formosum*



10

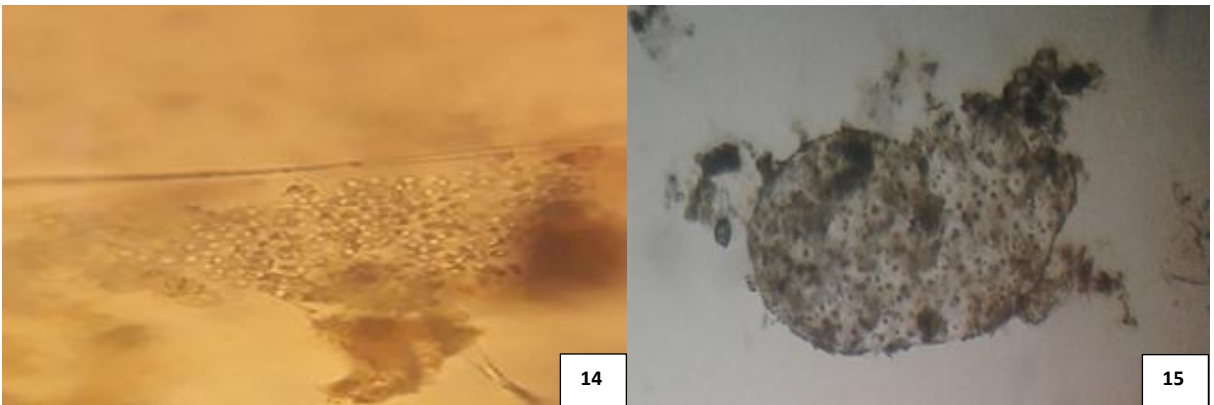
11



12

13

10. *Leptolyngbya* sp. 11. *Oscillatoria limosa*. 12. *Oscillatoria perornata*. 13. *Stgonema ocellatum*



14

15

14. *Aphanocapsa incerta*. 15. *Microcystis wesenbergii*