



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RORAIMA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS

UBIRACY PEREIRA JUNIOR

**CARACTERIZAÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO IGARAPÉ
GRANDE, BOA VISTA, RORAIMA**

Boa Vista, RR
2015

UBIRACY PEREIRA JUNIOR

**CARACTERIZAÇÃO DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA DO IGARAPÉ
GRANDE, BOA VISTA, RORAIMA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais - PRONAT da Universidade Federal de Roraima, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas.

Orientador: Prof. Dr. Marcos José Salgado Vital
Coorientador: Prof. Dr. Henrique Bezerra da Silva

Boa Vista, RR
2015

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal de Roraima

P436c Pereira Junior, Ubiracy.

Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima / Ubiracy Pereira Junior. – Boa Vista, 2015.

110 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Marcos José Salgado Vital.

Coorientador: Prof. Dr. Henrique Bezerra da Silva.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Roraima, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais.

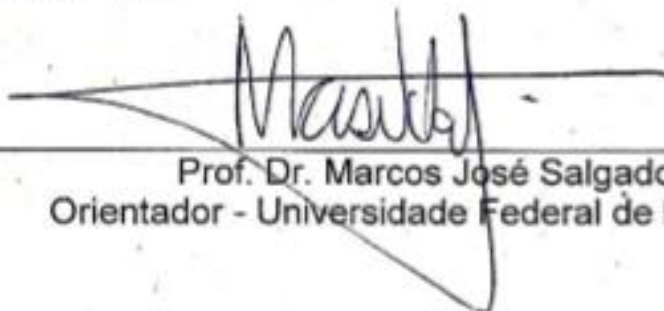
1 – Parâmetros físico-químicos. 2 – Parâmetros microbiológicos. 3 – Fitoplancctônicas. 4 – Algas. 5 – Microbacia. 6 – qualidade da água. I – Título. II – Naka, Luciana N. (orientador).

CDU – 574.5(811.4)

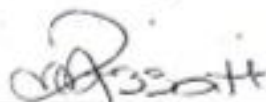
Ubiracy Pereira Junior

Caracterização dos parâmetros de qualidade da água do Igarapé Grande no entorno da Estação de Tratamento de Esgoto de Boa Vista Roraima.

Dissertação apresentada como pré-requisito para conclusão do Curso de Mestrado em Recursos Naturais da Universidade Federal de Roraima, defendida em 28 de agosto de 2015 e avaliada pela seguinte Banca Examinadora:



Prof. Dr. Marcos José Salgado Vital.
Orientador - Universidade Federal de Roraima



Profa. Dra. Ivanise Maria Rizzatti
Membro – Universidade Estadual de Roraima



Profa. Dra. Josimara Cristina de Carvalho
Membro - Universidade Estadual de Roraima



Profa. Dra. Lucília Dias Pacobahyba
Membro – Universidade Federal de Roraima

Dedico à minha família, meu companheiro e amigos que foram o alicerce para a realização desse trabalho especialmente a minha mãe, Cícera Matias de França, e ao meu pai, Ubiracy Pereira (*In memoriam*), pois foram de fundamental importância, principalmente por todo seu amor, cuidado, paciência e compreensão neste momento de tanta relevância em minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a CAPES pelo financiamento da pesquisa, a Universidade Federal de Roraima (UFRR), pela oportunidade de realizar este curso, aperfeiçoando meus conhecimentos. Ao meu orientador, Dr. Marcos Salgado Vital e meu coorientador, Dr. Henrique Eduardo, por contribuírem para realização desse trabalho e primeiramente pela paciência e compromisso e compreensão.

Aos coordenadores do Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais, Prof. Dr. Marcos José Salgado Vital e Prof^a. Dr^a. Gardênia Holanda Cabral, pelo apoio prestado em todas as minhas solicitações. A prof^a Lucília Dias Pacobahiba e Andréia Tucci pelo apoio, ensinamentos e colaboração.

Aos meus amigos colaboradores Elenilda de Lima Rebouças, Andréia da Silva Alencar, Eliane Simas, Francisco Eduardo Brito, João Ramiro Damasceno e Eliana Fernandes Furtado por todo apoio nos momentos e participação. Aos colegas de classe, pelo incentivo e compreensão, e principalmente, àqueles com quem tive maior convívio.

Agradeço a Deus pela oportunidade de obter mais conhecimentos. À minha mãe, meus irmãos, meu companheiro Ivano Bezerra de Sousa, e amigos próximos por me apoiarem, nos momentos mais difíceis de minha vida.

“Posso todas as coisas naquele que me
fortalece”.

Filipenses 4.13

RESUMO

A pesquisa teve como objetivo caracterizar a água do Igarapé Grande, situado no município de Boa Vista, Roraima, utilizando indicadores microbiológicos e físico-químicos. A microbacia do Igarapé localiza-se no município de Boa Vista no Estado de Roraima, a margem direita do rio Branco. O Igarapé Grande é um corpo hídrico urbanizado, da sua nascente até próximo a sua foz. Para este estudo, foram selecionados cinco pontos para coleta das amostras de água do Igarapé Grande. O ponto 1 situa-se na ponte Araceli no bairro Joquei Clube, e está distante de aproximadamente 1,6 km do ponto 3 (antiga calha da ETE-Boa Vista). O ponto 2 localiza-se próximo a ponte Centenário no bairro Brigadeiro, e sua distância com relação a calha (P3), é de aproximadamente 92 m. Enquanto o ponto 4 situado à jusante da calha, localiza-se próximo a ponte Centenário no bairro Brigadeiro, aproximadamente a 40 m da calha. O ponto 5, encontra-se próximo a ponte da BR-174 no bairro 13 de Setembro e está distante da calha cerca de 1,15 km. As amostras foram distribuídas em subamostras para análises microbiológicas (coliformes totais, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas), físico-químicas (temperatura, oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, nitrato, nitrito, cloretos, fosfato e turbidez) e detecção de cianotoxinas (microcistina e cilindrospermopsina). A coleta para identificação das algas foi realizada com o auxílio de uma rede de plâncton com abertura de malha de 60 µm. Em seguida as subamostras foram acondicionadas em garrafas de vidro (âmbar) com capacidade de 500 mL e fixadas imediatamente com solução lugol acético 5%. O monitoramento dos parâmetros limnológicos do Igarapé Grande, foi realizado de forma bimestral, entre o período de agosto de 2014 a junho de 2015. A inconstância da densidade dos coliformes totais, termotolerantes e das bactérias heterotróficas no Igarapé Grande aponta para poluição pontual. As algas fitoplanctônicas foram identificadas e distribuídas em cinco filos, seis classes, 10 ordens, 14 famílias e 20 gêneros de algas. Dentre os filos encontrados estão Chlorophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta, Heterokontophyta e Cyanophyta. Nas amostras testadas, foram detectadas as concentrações da microcistina e cilindrospermopsina pela técnica de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) com detecção por arranjo linear de foto diodo. Enquanto as relações entre os parâmetros físico-químico do corpo hídrico nos períodos seco e chuvoso apontam para uma tendência que foi mantida nas seis coletas em cada ponto observando-se que as flutuações individuais em cada ponto não influenciou na constância comportamental.

Palavras Chave: Coliformes totais, coliformes termotolerantes, algas fitoplanctônicas, microbacia, cianotoxinas, parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

ABSTRACT

The research aimed to characterize the water from the Igarapé Grande, located in Boa Vista City, Roraima, using microbiological and physical-chemical indicators. The Igarapé watershed is located in Boa Vista City, state of Roraima, at Rio Branco right bank. Igarapé Grande is an urbanized water body, from its source to its mouth. For this study, we selected five points for water samples collection from the Igarapé Grande. Point 1 is located in Araceli bridge, Joquei Club district, and is approximately 1.6 km away from the point 3 (ETE-Boa Vista old chute). Point 2 is located near the Centenário Bridge, Brigadeiro district, and its distance from the chute (P3), is approximately 92 m. While Point 4 located in chute downstream, near to the Centenário Bridge, Brigadeiro district, about 40 m from the chute. Point 5, is near to the BR-174 bridge, 13 de Setembro district and its distance from the chute is about 1,15 km. The samples were divided into subsamples for microbiological analyzes (total coliforms, fecal coliforms and heterotrophic bacteria), physical-chemical (temperature, dissolved oxygen, hydrogenionic potential, electrical conductivity, biochemical oxygen demand, ammonia, nitrate, nitrite, chloride, phosphate and turbidity) and detection of cyanotoxins (microcystin and cylindrospermopsin). The collection for algae identification was performed with a plankton net help with mesh opening of 60 µm. Afterwards the subsamples were placed in glass bottles (amber) with 500 mL capacity and immediately fixed with lugol acetic solution 5%. The monitoring of limnological parameters of the Igarapé Grande, was performed bimonthly way, between the period of August 2014 to June 2015. The density changeability of the total coliforms, thermotolerant and heterotrophic bacteria in the Igarapé Grande point to the concentrate pollution. The phytoplankton algae were identified and distributed in five phylums, six classes, 10 orders, 14 families and 20 genus of algae. Among the found phylums there are Chlorophyta, Euglenophyta, Bacilariophyta, Heterokontophyta and Cyanophyta. In the samples tested were detected concentrations of microcystin and cylindrospermopsin by high performance liquid chromatography (HPLC) with detection by photo diode linear array. While relations between the physicochemical parameters of the water body in the dry and rainy seasons point to a tendency that was maintained in the six collections at each point noting that the individual fluctuations at each point did not influence the behavioral consistency.

Keywords: total coliforms, fecal coliforms, phytoplankton algae, watershed, cyanotoxins, physicochemical parameters and microbiological.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Localização da Microbacia do Igarapé Grande no sudeste de Boa Vista, Roraima.....	47
FIGURA 2	Pontos de coletas no Igarapé Grande situado no município de Boa Vista, Roraima.....	48
FIGURA 3	Localização da área de estudo e pontos de coletas no Igarapé Grande Boa vista, Roraima.....	50
FIGURA 4	Análise microbiológica: (A) Teste presuntivo positivo, presença de gás no tubo de Durhan, (B) Teste Confirmativo positivo para coliformes totais, presença de gás, (C) Teste Confirmativo positivo para coliformes termotolerantes, presença de gás.....	52
FIGURA 5	Contagem das unidades formadoras de colônias (UFC), de bactérias heterotróficas em meio PCA, após 48 horas de incubação.....	53
FIGURA 6	Identificação das algas nas amostras de águas do Igarapé Grande , Boa Vista, Roraima.....	67
FIGURA 7	Curva de calibração da microcistina-LR.....	74
FIGURA 8	Curva de calibração da cilindrospermopsina.....	74
FIGURA 9	Inter-relação entre os parâmetros físico-químicos da água do Igarapé Grande, Boa Vista, RR.....	83

LISTAS DE TABELAS

TABELA 1	Densidade de coliformes totais e termotolerantes (NMP/100mL), obtidas de amostras de água do Igarapé Grande, Boa Vista-RR.....	59
TABELA 2	Densidade das bactérias heterotróficas obtidas de amostras de água do Igarapé Grande, Boa Vista-RR.....	65
TABELA 3	Densidade das algas fitoplanctônicas obtidas das amostras do Igarapé Grande, Boa Vista.....	68
TABELA 4	Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 1 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima.....	69
TABELA 5	Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 2 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima.....	69
TABELA 6	Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 3 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima.....	70
TABELA 7	Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 4 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima.....	70
TABELA 8	- Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 5 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima.....	71
TABELA 9	Determinação das variáveis físico-químicas das amostras de água obtidas no Igarapé Grande.....	75

LISTAS DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Água
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
ANOVA	Análise da variância
APHA	American Public health Association
AWWA	American water Works Associaton
CAER	Companhia de Águas e Esgotos de Roraima
CE	Condutividade Elétrica
CETESB	Companhia de Tecnologia e saneamento Ambiental
CLAE	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
Cl ⁻	Cloretos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
CLY	Cilindrospermopsina
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa de Pesquisa Agropecuária
ELISA	Ensaio do Imunoadsorvente Ligado à Enzima
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
HPLC-PDA	High Performance Liquid Chromatography-Detector de Arranjo Diôdo
HCA	Análise de Agrupamento Hierárquico
HPLC-UV	High Performance Liquid Chromatography-Ultra Violeta
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LC/MS	Espectrometria de Massa
LPS	Lipopolissacarídeos
MS	Ministério da Saúde

$\mu\text{s/cm}$	Microsiemens por Centímetro
MR-LR	Microcistina Leucenims y; Argenina x
N	Nitrogênio
NH_3	Amônia
NMP	Número Mais Provável
NO_3^-	Nitrato
NO_2^-	Nitrito
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
PC	Período Chuvoso
PCA	Principal component Analysis
PH	Potencial Hidrogeniônico
PO_4^{3-}	Fosfato
PRONAT	Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais
OS	Período Seco
S	Enxofre
SPE	Applied Separations-EUA
TFA	Ácido Trifluoracético
UFC	Unidade Formadora de Colônia
UFRR	Universidade Federal de Roraima
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
WEF	Water Environment Federation

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	A água e a região Amazônica	15
1.2	Ações antrópicas na microbacia do Igarapé Grande.....	19
1.2.1	Eutrofização	20
1.3	Bioindicadores da qualidade da água	24
1.3.1	Coliformes totais e coliformes termotolerantes	25
1.3.2	Bactérias heterotróficas	27
1.3.3	Comunidade de algas fitoplanctônicas.....	29
1.3.3.1	Cianobactérias	29
1.3.3.2	Cianotoxinas	31
1.4	Parâmetros físico-químicos da água	33
1.4.1	Potencial Hidrogeniônico (pH)	34
1.4.2	Oxigênio Dissolvido (OD)	35
1.4.3	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	36
1.4.4	Temperatura	37
1.4.5	Nitrogênio (N)	38
1.4.6	Fósforo (P)	40
1.4.7	Cloretos (CL)	41
1.4.8	Condutividade Elétrica (CE)	41
1.4.9	Turbidez da água	42
2	OBJETIVOS	44
2.1	Objetivo geral.....	44
2.2	Objetivo específico.....	44
3	MATERIAIS E MÉTODOS	45
3.1	Localização e caracterização da área de estudo	45
3.1.1	Igarapé Grande	45
3.2	Amostragem.....	49
3.2.1	Transporte e acondicionamento das amostras	51
3.3	Análises microbiológicas	51
3.3.1	Teste Presuntivo para coliformes	52
3.3.2	Teste Confirmativo para coliformes totais	53
3.3.3	Teste confirmativo para coliformes termotolerantes	53
3.3.4	Detecção de bactérias heterotróficas	53
3.4	Quantificação e identificação dos gêneros de algas.....	54
3.5	Extração da microcistina e cilindrospermopsina	54
3.5.1	Pré-purificação, extração em fase sólida	54
3.5.2	Detecção e quantificação da microcistina e cilindrospermopsina	55
3.6	Análises físico-químicas	55
3.6.1	Demanda bioquímica de oxigênio	56
3.6.2	Série nitrogenada	56
3.6.3	Cloretos.....	57
3.6.4	Fosfato	57
3.6.5	Turbidez	57
4	Tratamentos de dados	58

5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1	Densidade de coliformes totais e termotolerantes nas amostras de água do Igarapé Grande.....	59
5.2	Determinação da densidade das bactérias heterotróficas.....	64
5.3	Densidade das algas fitoplanctônicas.....	66
5.4	Teor de microcistina e de cilindrospermopsina nas amostras de água do Igarapé Grande.....	72
5.5	Parâmetros físico-químicos da água nas amostras de água no Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima.....	75
5.5.1	Temperatura.....	76
5.5.3	Potencial hidrogeniônico (pH).....	76
5.5.4	Condutividade elétrica (CE).....	77
5.5.5	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	78
5.5.6	Amônia (NH ₃).....	78
5.5.7	Nitrato (NO ₃).....	77
5.5.8	Nitrito (NO ₂ ⁻).....	79
5.5.9	Cloretos (Cl ⁻).....	80
5.5.10	Fosfato (PO ₄ ³⁻).....	81
5.5.11	Turbidez (UNT).....	81
6	CONCLUSÕES	84
	REFERÊNCIAS	85

1 INTRODUÇÃO

As atividades humanas impactam a qualidade da água e causam interferências em sua quantidade. A contaminação dos recursos hídricos e dos mananciais de abastecimento público por rejeitos tem sido um dos maiores fatores de risco para a saúde humana, principalmente, em regiões com condições inadequadas de saneamento e suprimento de água, sendo observável tanto em regiões brasileiras de alta concentração urbana como em áreas rurais. Outra consequência dos impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos são os acelerados processos de eutrofização. Isso gera o aumento das concentrações de nutrientes na água, contribui para a proliferação elevada de micro-organismos e interfere na sobrevivência dos seres aquáticos.

Em Roraima vem ocorrendo uma crescente e progressiva degradação dos recursos hídricos, devido as ações antropogênicas caracterizadas pela utilização inadequada desses recursos. A preocupação com a qualidade da água tornou-se global. Sendo assim, a preservação dos recursos hídricos é responsabilidade de todos.

O Igarapé Grande é um corpo hídrico urbanizado com vegetação característica de savana, com árvores de troncos retorcidos e cascas rachadas. Em sua mata ciliar pode-se observar a presença, principalmente, de caimbé (*Curatela americana*) e murici (*Byrsanima verbacifolia*), além da ocorrência de macrofilas aquáticas aningas (*Motrichardia arborescens*) ao longo de todo curso d'água. Em seu entorno, observa-se também buritizais (*Mauritia flexuosa*) e plantas frutíferas introduzidas pelos moradores, que indica a ação antrópica nessa vegetação.

Partindo da perspectiva de que, os recursos hídricos estão sendo utilizados inadequadamente, devido às atividades antrópicas que interferem sensivelmente no equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. Intensificou-se o interesse em realizar um estudo sobre a caracterização da água, utilizando indicadores biológicos e físico-químicos do Igarapé Grande, situado em Boa Vista – capital do estado de Roraima, que se localiza no extremo Norte do Brasil.

Este estudo realizado no Igarapé Grande apresentou grande relevância, por se tratar de um corpo d'água situado na zona urbana de Boa Vista e importante para a

população. Esse igarapé já foi utilizado como área de lazer para banhos e pescarias. Atualmente essas atividades vêm sendo comprometidas por causa da degradação crescente desse sistema aquático. Foi importante estudá-lo também por ser objeto de estudos anteriores desenvolvidos na região. Além do fato de ter sido utilizado pela Estação de Tratamento de Esgoto de Boa Vista (ETE), como receptor de seus efluentes.

A expansão urbana desordenada que vem ocorrendo no município de Boa Vista nas última décadas, contribuiu significativamente com a degradação do Igarapé Grande. A falta de uma cultura conservacionista tem cooperado para a deterioração desse corpo hídrico, sendo considerados como agentes de degradação: o aporte de esgotos domésticos sem tratamento diretamente nesse ecossistema aquático, a poluição difusa da população, as queimadas frequentes no entorno do corpo d'água e as instalações de fábricas nas proximidades do igarapé. Vale salientar que nas proximidades do igarapé funcionou o lixão de Boa Vista.

A deterioração do Igarapé, segundo estudos já realizados na área, está relacionada com a crescente e rápida urbanização ao redor do corpo hídrico. É válido salientar que o Igarapé Grande foi utilizado como corpo receptor de efluentes da ETE-RR. Porém, segundo a CAER esse corpo hídrico não é mais usado para o despejo de seus efluentes desde 2012, a partir da construção do novo emissário que despeja diretamente no rio Branco. Entretanto, foi importante fazer-se uma comparação das características da água do Igarapé Grande, quando o mesmo era receptor de efluentes da ETE-RR, e como apresenta-se atualmente, depois do bloqueio da calha/deságue da estação de tratamento de esgoto. Estas ações objetivam a recuperação das condições exigidas para uso do Igarapé Grande, como recurso hídrico pela população de Boa Vista.

Dessa forma, foi proposto investigar-se as características limnológicas do Igarapé Grande. Objetivou-se averiguar o comportamento sazonal desse ecossistema, observando se a sua degradação está relacionada devido à influência da calha/desague da ETE-Boa Vista e à crescente urbanização ao redor do corpo hídrico. Para isso, foram utilizados os parâmetros físico-químicos, Identificação e quantificação das algas fitoplanctônicas, assim como, a determinação do teor da microcistina e

cilindrospermopsina na água do Igarapé.

Por essa perspectiva, este estudo inclinou-se sobre a densidade microbiológica, relacionando-a com as variáveis físicas e químicas da água, além da determinação da concentração das cianotoxinas, para enquadramento do corpo hídrico. Para o desenvolvimento da pesquisa, trabalhou-se com a seguinte problemática: de que forma as características da água no Igarapé Grande estão relacionadas com as alterações ocasionadas pela antropização do ecossistema aquático?

Dessa forma, procedeu-se à determinação da temperatura; oxigênio dissolvido; potencial hidrogeniônico; condutividade elétrica; demanda bioquímica de oxigênio; amônia; nitrato; nitrito; cloretos; fosfato e turbidez. O estudo ora proposto se realizou mediante a seguinte hipótese: A urbanização crescente ao redor do Igarapé Grande, assim como, a calha/desague da ETE-Boa Vista, estão relacionadas com as características atuais e a degradação deste corpo hídrico.

1.1 A água e a região Amazônica

A água é um recurso escasso, finito e essencial para a existência de todos os seres vivos (ESTEVES, 2011). Conforme Branco (2003) trata-se de um recurso renovável, não podendo ser eliminada. Porém, pode mudar de lugar, em relação às regiões do planeta ou ciclos hidrológicos. Segundo Rebouças (2003) a superfície do planeta Terra é coberta por 77% de água, por isso, nosso planeta poderia ser chamado de “hidrosfera”. Mesmo o planeta tendo abundância em água, existem lugares em que a população não tem acesso a água potável para consumo doméstico.

De toda água do planeta, as águas salgadas representam 97,4%, as águas congeladas 1,8% e as águas doces correspondem a 0,8% (TANCREDI; CERQUEIRA; MARINS, 2002). Entretanto, 97% encontra-se em aquíferos subterrâneos e 3%, na superfície (NASCIMENTO et al., 2000). Branco (2003) comenta que o planeta Terra possui um trilhão de quilômetros cúbicos, de toda essa área do planeta, apenas um milésimo é constituído de água doce. Cerca de 1,4 bilhão de quilômetros cúbicos de água preenchem espaços da crosta terrestre.

De acordo com Benedetti (2012), no Brasil encontra-se cerca de 12% da água

doce do mundo, sendo que 80% concentra-se na Amazônia, onde vivem 5% da população brasileira; os 20% restante abastecem 95% dos brasileiros. O autor ainda alerta sobre a escassez crescente deste precioso recurso natural, que tem provocado reações de diferentes segmentos da sociedade na busca de soluções de uso racional e sustentável da água, já que a água é escassa para mais de um bilhão de habitantes do planeta.

Conforme se lê em Sioli (1991), a região amazônica abriga o sistema fluvial mais extenso e de maior massa líquida do mundo. Os rios da região amazônica são classificados de acordo com a coloração que apresentam. Essas diferenças na transparência e coloração tem relação com as formações geológicas e os tipos de solo. As águas da Amazônia são classificadas em: brancas, claras e pretas.

Segundo o autor supracitado os rios de águas brancas são aqueles originados, em sua maioria, nas serras situadas nos Andes. Nessa região grande quantidade de material em suspensão é liberada pela erosão, sendo transportados para a baixada amazônica. Logo, apresentam águas barrentas, amareladas e turvas. São ricos em nutrientes, peixes e vegetação aquática. E em seu entorno encontra-se florestas de várzea. Amazonas, Juruá, Solimões, Purus e Madeira, são exemplos desses corpos d'água.

Por sua vez os rios de águas claras originam-se dos maciços aplainados da Guina do Brasil Central e suas características estão relacionadas às reduzidas erosões, logo, há liberação e transporte de material em suspensão ocorre apenas em períodos chuvosos. A vegetação característica dessas regiões são matas e cerrado. Apresentam águas cristalinas e pobres em nutrientes. De acordo com Junk (1983) Tapajós, Xingu e Trombetas, são exemplos desses ambientes aquáticos.

Os de acordo com Sioli (1991) os ecossistemas aquáticos que possuem águas pretas indicam um relevo pouco movimentado na região de suas cabeceiras. Isso contribui com a pobreza de materiais em suspensão. As águas são transparentes e da cor de chá preto. Esse fato se deve a grande quantidade de matéria orgânica dissolvida nos corpos d'água. Os rios Negro e Mau, situado no Estado de Roraima, são exemplos desses sistemas. Os rios originados dos Andes, como o Amazonas, são mais ricos em nutrientes do que os originados do Brasil Central, exemplo, o Tapajós. Entretanto os

formados na própria Amazônia são mais pobres em nutrientes que os demais.

Segundo Campos (2011) a região amazônica possui o maior sistema fluvial brasileiro. Pinheiro e Borges (2013) comentam que os rios Negro e Solimões formam o rio Amazonas, que corresponde a maior bacia hidrográfica do mundo. Os autores ainda reforçam as características das águas amazônicas, que apresentam aspectos peculiares, como altos níveis de acidez, cor intensamente escura e baixa produtividade. A característica química dessas águas deve-se a alguns complexos orgânicos, como ácidos húmicos e flúvicos que acidificam e escurecem a água.

Conforme Diniz e Neto (2004), o Estado de Roraima situa-se na região Amazônica, localizado ao Norte do Brasil. A bacia hidrográfica do rio Branco possui uma área de 204.640 km² que banha quase toda extensão da superfície do estado e divide-se em seis sub-bacias: Itacutu, Uraricoera, Mucajaí, Catrimani, Anauá e do rio Branco propriamente dito, que em seu percurso está dividido em três seguimentos: alto, médio e baixo rio Branco.

Pereira, Macedo e Veras (2010) afirmam que o rio Branco é formado pela confluência do Tacutu e Uraricoera. Apresenta águas do tipo brancas ou barrentas, que drenam as regiões geológicas jovens como os Andes e podem fornecer grande quantidade de material por meio de processos erosivos. Vários estudos realizados nesta bacia contribuíram para a caracterização dos corpos d'água nessa região. Como por exemplo, o estudo realizado pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais-CPRM (2002) que caracterizou o corpo hídrico Cauamé, afluente do rio Branco, como rio de águas brancas e o igarapé Água Boa como igarapé de águas claras.

Rabelo (2008) afirma que o rio Branco apresenta um nítido aumento de carga poluidora, principalmente, próximo a zona urbana; os parâmetros que mais influenciam na qualidade da água, são: a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD), o nitrato, o cloreto e os coliformes termotolerantes.

Além dos coliformes termotolerantes, dos parâmetros DBO, CE e STD, destacados anteriormente por Rabelo (2008), a autora destaca também o pH como variável importante na análise da poluição da água, pois, esse parâmetro influencia em diversos equilíbrios químicos no ecossistema aquático. Silva et al. (2008) em estudo

realizado nos rios roraimenses, observou que o parâmetro pH, variou de ácido a alcalino em períodos chuvosos. Entretanto, em períodos secos apresentou-se mais ácido. Segundo os autores, a acidez deve-se a uma característica própria dos rios da Amazônia e, aparentemente, não influenciam negativamente na qualidade da água.

De acordo com Gonçalves (2008) a oferta de água em Roraima é abundante durante parte do ano. Isso se deve a um período chuvoso que define sua vasta malha hidrográfica. Entretanto, o autor alerta, que em períodos secos os fluxos de água caem para vazões muito baixas. Além disso, essa situação se agrava com a utilização inadequada dos recursos hídricos, que podem contribuir para a eutrofização dos corpos hídricos.

Germano e Germano (2001) consideram que as ações antrópicas interferem diretamente no equilíbrio de ecossistemas aquáticos. Essa interferência ocorre por meio de despejos de efluentes domésticos, públicos e industriais, uma vez que esses efluentes são lançados diretamente nos cursos de água. A água é um bem precioso e fundamental para a vida de todos os seres vivos. Sendo assim, merece a elaboração de estratégias que visem seus aspectos peculiares, relevantes para o desenvolvimento social, econômico e da promoção da saúde pública.

As características físicas, químicas e biológicas da água estão associadas a uma série de processos que ocorrem no corpo hídrico e em sua bacia de drenagem. A qualidade requerida está bem definida nas concentrações máximas permitidas para determinadas substâncias, conforme as especificações das Resoluções CONAMA nº 357/2005, 396/2008 e 430/2011, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas superficiais e subterrâneas, ainda estabelecendo ainda as condições e padrões de lançamento de efluentes. Logo, os principais indicadores da qualidade da água são separados sob os aspectos físicos, químicos e biológicos (BRASIL, 2005, 2008, 2011).

De acordo com a Resolução nº CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), as águas doces são classificadas em:

- Classe especial - águas destinadas para abastecimento, consumo humano, com desinfecção; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de

proteção integral.

- Classe 1: águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

- Classe 2: águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca.

- Classe 3: águas que podem ser destinadas: ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e à dessedentação de animais.

- Classe 4: águas que podem ser destinadas: à navegação; e à harmonia paisagística; à proteção das comunidades aquáticas.

1.2 Ações antrópicas na microbacia do Igarapé Grande

De acordo com Silva (2010), o Igarapé Grande é um corpo hídrico urbanizado e que possui uma área 31,70 Km². Evangelista, Pacobahiba e Sander (2012) comentam que sua mata ciliar em muitos trechos encontra-se preservada, principalmente, em uma área que pertence ao Exército Brasileiro, e que isso, se deve certamente ao impedimento de sua ocupação urbana e ao acesso restrito.

Dentre as pesquisas, já realizadas em Boa Vista, que indicam as atividades humanas como um fator de degradação de corpos aquáticos encontra-se o estudo de Rabelo (2008) que apontou para o Hospital Materno Infantil Nossa Senhora de Nazareth, o Hospital da Criança Santo Antônio e o Hospital Geral de Roraima, como

contribuintes para a degradação destes ecossistemas, pela falta de um tratamento adequado de seus resíduos. A autora afirmou que os três estabelecimentos estudados, não ofereciam capacitações para os manipuladores de resíduos hospitalares e que não apresentavam nenhum projeto de redução e tratamento dos resíduos. Já que estes resíduos quando chegavam ao aterro sanitário também não recebiam tratamento adequado.

Diniz, Furtado e Filho (2009), relatam o processo de ocupação desordenada no bairro São Bento, antigo lixão de Boa Vista, como um problema para a saúde da população. A instalação do antigo lixão somada ao crescimento urbano descontrolado contribui para a contaminação do solo e conseqüentemente da água, por percolação da água da chuva, que lixivia os contaminantes do solo para as águas subterrâneas e para o Igarapé Grande. Os autores salientam a importância da preservação do igarapé, que apresenta-se ameaçado pelo processo de antropização. Entretanto, os resultados das amostras analisadas da água do Igarapé Grande, segundo os autores, apresentaram-se satisfatórias em relação aos parâmetros pH, a cor, o odor e a turbidez que apresentaram valores de acordo com o permitido pela legislação brasileira.

Falcão (2012) comenta que a qualidade da água dos rios urbanos está relacionada com a forma de uso, ocupação e o grau de controle sobre as fontes de poluição existentes na bacia. Isso significa que a urbanização causa modificações na qualidade da água de corpos hídricos urbanos. A autora afirma que o Igarapé Grande encontra-se fragilizado, devido à ocupação urbana, e que a influência do aterro sanitário instalado nas proximidades, ocasiona impactos ambientais no solo, no ar e nos lençóis freáticos.

1.2.1 Eutrofização

A eutrofização dos corpos d'água é um processo natural que vem sendo acelerado por ações antrópicas. Trata-se de um fenômeno lento que ocorre ao longo de milhares de anos. A urbanização vem provocando a poluição de mananciais devido ao aporte de esgotos domésticos, produtos agrícolas e efluentes industriais. Causando, conseqüentemente, o aumento da demanda de fósforo e nitrogênio nos corpos d'água

(ESTEVEES, 2011).

Segundo Van Apeldoorn et al., (2007), o enriquecimento de nutrientes em mananciais favorece o aumento da biomassa de micro-organismos. Apesar da presença de micro-organismos ser natural em ecossistemas aquáticos, em condições favoráveis, o processo de eutrofização eleva a proliferação rápida da biomassa fitoplanctônica.

A eutrofização artificial produz mudanças na qualidade da água incluindo a redução de oxigênio dissolvido, da biodiversidade aquática, a perda das qualidades cênicas, a morte extensiva de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias. Essas florações podem provocar o aumento no custo do tratamento da água de abastecimento e conseqüências (sic) relacionadas à saúde pública (BRASIL, 2003, p.7).

O ritmo de crescimento urbano em Boa Vista, vem aumentando consideravelmente nas últimas décadas (FARIAS; VERAS; PAIXÃO, 2012). Os autores comentam que a expansão urbana atingiu diversas bacias de igarapés, que antes eram afastadas das áreas urbanas, e foram ocupadas desordenadamente. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (BRASIL, 2013), a população de Boa Vista chegou a 308.996 habitantes.

Conforme se lê em Carneiro e Leite (2008), a poluição de mananciais, por atividades humanas, contribui para proliferação de micro-organismos. Os nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, podem ser liberados em ambientes aquáticos, devido ao aporte de efluentes agrícolas, domésticos, industriais e pela ação da água da chuva que percola o solo contaminado e lixivia poluentes para os mananciais.

Estudos já realizados em Boa Vista, Roraima, consideram as atividades humanas como um fator preocupante e que contribui para a degradação de corpos d'água. Dentre esses estudos destacamos o de Sant'Ana (2007), que fez a análise multivariada da qualidade da água em Boa Vista. No estudo a autora utilizou os seguintes pontos: os rios Tacutu, Uraricoera, Cauamé, e os Igarapés Mirandinha, Caraná, Caxangá e Grande. Todos localizados nos ambientes de confluência de afluentes do rio Branco.

Por meio dos resultados obtidos pela autora anteriormente citada, verificou-se que os pontos de coletas que apresentaram maior índice de poluição se encontram

situados na área urbana do município de Boa Vista. Os corpos d'água considerados como pontos críticos foram os igarapés Mirandinha, Caxangá, Caraná e Grande. Os resultados apresentados nesses mananciais indicaram despejo direto de esgoto sem tratamento prévio, presença de lixo em sua margem e leito e modificação em sua mata ciliar em grande parte de suas margens.

Estudo realizado por Gonçalves (2008), na bacia do Igarapé Carrapato situado em Boa Vista, Roraima, refere-se à preocupação com atividades agrícolas instaladas na região de lagos que formam as nascentes da bacia. Em resultado o autor considerou o Igarapé Carrapato com baixa degradação. Porém o autor alerta que a área já estava prevista para a expansão urbana, logo, necessitava de um monitoramento constante do comportamento hidrológico e da qualidade de suas águas.

De acordo com Meneses e Costa (2007), a situação da microbacia do Igarapé Grande situado em Boa Vista, encontrou-se similar a de outras áreas urbanas de bacias que sofreram invasão. Esses mananciais tornaram-se objetos de lançamento de todo tipo de dejetos das zonas adensadas. Os autores afirmam que a degradação da Bacia do Igarapé Grande ocorreu por dois aspectos principais: o primeiro consiste na ocupação urbana desordenada nas áreas próximas a bacia. Segundo os autores, esse fato envolveu fatores socioeconômicos, onde a massa excluída, não dispõe de recursos para melhores moradias. O segundo aspecto diz respeito à falta de melhores políticas de planejamento que priorizem a proteção e recuperação ambiental deste e de outros locais ameaçados.

Satelles (2011) mostrou a fragilidade do Igarapé Grande, frente a fatores de degradação de origem antrópica. O autor afirma que um dos fatores que contribuíram para a degradação do igarapé, foi o despejo de efluentes provenientes da Estação de Tratamento de Esgoto de Boa Vista (ETE). O autor concluiu que a alteração na qualidade e quantidade da água foi devido à urbanização, com ocupação de áreas inadequadas, modificação da cobertura vegetal, impermeabilidade do solo, lixiviação dos poluentes pela água da chuva, lançamento de efluentes domésticos, industriais e assoreamento.

Esbell (2006) em estudo sobre a influência do deságue de lagoas de estabilização no Igarapé Grande Boa Vista, concluiu que as concentrações de amônia,

nos períodos mais chuvosos, foram elevadas tanto à montante quanto à jusante ao deságue da ETE. A jusante mostrou concentrações menores em períodos com menor intensidade de chuva. Essas condições confirmam que o acúmulo de matéria orgânica vem ocorrendo antes mesmo do lançamento do efluente no igarapé, sendo encontrada à montante da ETE somada às novas entradas de material orgânico, dificultando o processo de decomposição, o que conseqüentemente ocasionou a presença de amônia.

De acordo com a Companhia de Águas e Esgoto de Roraima (CAER, 2013), as lagoas de estabilização da ETE de Boa Vista, passaram por modificações estruturais. O caminho percorrido pelos resíduos foi alterado, a partir do ano de 2012. Porém, a forma de tratamento, por meio de autodepuração, que utiliza a luz solar e calor, continua o mesmo. As obras começaram com a construção de um emissário de 4,5 km que leva o esgoto tratado da ETE até o rio Branco, que tem grande poder de maturação.

Segundo Mercante (2007) a contaminação da água pelo despejo de esgotos domésticos favorece o aumento de nutrientes no corpo hídrico, ocasionando o crescimento de micro-organismos na água. No estudo realizado por Furtado (2011), foi possível confirmar a presença de cianobactéria da espécie *Plaktothrix agardhii*, durante os períodos seco e chuvoso, no deságue da Estação de Tratamento de Esgoto de Boa Vista (ETE) e à jusante do deságue no Igarapé Grande. Este fato indicou, segundo a autora, que a ETE era a fonte de entrada para essa espécie de cianobactéria no Igarapé Grande, afluente do rio Branco, principal rio do Estado de Roraima. A autora ainda afirma que houve floração de cianobactérias no deságue/calha durante os períodos seco e chuvoso. Esse fato indicou a distribuição das cianobactérias na superfície da água, afetando significativamente a qualidade físico-química da água do Igarapé Grande.

A degradação ambiental da microbacia do Igarapé Grande, não é um caso isolado em Boa Vista. Muitos dos igarapés que drenam a cidade desapareceram, e outros estão desaparecendo. A ação antrópica possui uma força devastadora sobre o meio ambiente. Nesse sentido, cabe aos seres humanos, como gestores do meio ambiente, conservá-lo, ou seja, utilizar os recursos naturais de forma racional. Entretanto, para garantir um espaço ecologicamente equilibrado, é necessário que

todos nós desenvolvamos uma postura ecologicamente correta (MENEZES; COSTA; COSTA, 2007).

1.3 Bioindicadores da qualidade da água

Os ecossistemas aquáticos vêm sendo degradados, devido a despejos de esgotos domésticos e produtos industriais, que causam a poluição destes ambientes e aumentam a efluência de nutrientes (TUNDISI, 2009). O enriquecimento de nutrientes no ecossistema aquático, principalmente nitrogênio e fósforo, promove o crescimento excessivo de algas (MERCANTE, 2007), dentre outros micro-organismos.

Segundo a Agência Nacional de Águas- ANA, atualmente dispõe-se de centenas de variáveis ou determinantes que podem ser empregados para caracterização e enquadramento de um corpo de água. Essas variáveis são os parâmetros físicos, químicos, microbiológicos, biológicos e toxicológicos. Estes devem ser definidos com o conhecimento adequado do seu significado, abrangência, limitações, confiabilidade, referências para comparações e custos para sua obtenção (BRASIL, 2011).

Mesmo com toda importância que a água representa, as pessoas continuam negligenciando-a e despejando lixo, esgotos domésticos e efluentes em mananciais. Esta situação contribui para a existência de condições ou situações de risco que vão influenciar no nível de saúde da população (CESA; DUARTE, 2010).

Segundo Leitão et al. (1988), os testes utilizados para a pureza da água visam detectar organismos indicadores de sua qualidade. De acordo com Galloway (2006), os bioindicadores são entendidos como unidades estruturais que indicam mudanças nos níveis de organização do ecossistema. Indicadores biológicos ou bioindicadores são defendidos como medidas funcionais de exposição a fatores de estresse no nível biomolecular, fisiológico ou comportamental do ecossistema. Esses fatores de estresse estão relacionados a poluentes oriundos de atividades humanas (BRASIL, 2011).

Existem vários critérios para escolha de um organismo indicador. No caso dos indicadores microbiológicos, o mais relevante é que esse organismo esteja presente nas fezes humanas. Desse modo, sua detecção representa uma boa indicação de que resíduos humanos estão sendo introduzidos na água. Além disso, o bioindicador deve ter um ciclo de vida maior do que o dos patógenos e apresentar sensibilidade a

diferentes poluentes no meio e deve ser detectável através de testes simples que podem ser executados por pessoas com pouco treino em microbiologia (LEITÃO et al., 1988).

De acordo com a Agência Nacional de Águas – ANA, os bioindicadores são utilizados para o monitoramento da qualidade da água. O uso dos indicadores biológicos confirma a exposição individual ou de uma população a uma determinada substância química, contribuindo para avaliar riscos, comparando a referência apropriada (BRASIL, 2011). Bettega et al., (2006), afirmam que o isolamento e identificação de cada tipo de micro-organismo exige uma metodologia diferente e a ausência ou presença de um patógeno não exclui a presença de outros.

Macedo (2001) afirma que não existe indicador de qualidade da água perfeito. Salieta também, que aqueles destinados a determinar contaminação fecal possivelmente não funcionam como indicadores de poluição de outras origens. Por isso, a legislação brasileira recomenda a utilização das bactérias heterotróficas (mesófilas) e *Pseudomonas aeruginosa*, como indicadores complementares.

Os padrões de qualidade da água, determinados pela Resolução CONAMA 357/2005 estabelecem limites individuais para cada substância em cada classe. A qualidade da água poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos ou comunidades aquáticas. Na legislação atual, sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes para o seu enquadramento, estão incluídos procedimentos básicos de coleta de amostras para identificação e contagem de cianobactérias e determinação dos teores das cianotoxinas em mananciais (BRASIL, 2005). Segundo a Fundação Nacional de Saúde - FUNASA (BRASIL, 2013), essa iniciativa deve-se à crescente poluição de mananciais, intensificada pela urbanização e forma inadequada do uso desses corpos hídricos.

1.3.1 Coliformes totais e coliformes termotolerantes

A água deve ser livre de micro-organismos considerados patogênicos, como as bactérias de contaminação fecal. As bactérias do grupo coliformes são utilizadas como indicadores de contaminação fecal. Os coliformes totais são bacilos Gram-negativos,

aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativos, capazes de desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a $35,0 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ em 24 a 48 horas, e podem apresentar atividade da enzima β - galactosidase (BRASIL, 2013).

Os coliformes termotolerantes representam um subgrupo das bactérias do grupo coliforme. Fermentam a lactose a $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ em 24 horas e seu principal representante é a *E. coli* (FORSYTHE, 2002). Esse micro-organismo produz indol a partir do triptofano, oxidase negativa, não hidroliza a ureia e apresenta atividade das enzimas β - galactosidase e β - glucuronidase, sendo considerado o mais específico indicador de contaminação fecal recente e de eventual presença de organismos patogênicos (BRASIL, 2013).

De acordo com Cunha (2006), os coliformes totais, como os gêneros *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter*, são indicadores indiretos de contaminação fecal na água, já que estão presentes também no solo e nos vegetais. Entretanto, a espécie bacteriana *E. coli*, é a indicadora de poluição fecal mais viável, por habitar o intestino do homem e animais homeotérmicos.

A razão da escolha da *E. coli* como indicador da qualidade da água, deve-se ao fato de ser exclusivamente fecal, facilmente detectável e quantificável por técnicas simples e economicamente viáveis, em qualquer tipo de água. Relaciona-se diretamente com o grau de contaminação fecal, apresenta maior resistência na água do que os patógenos intestinais e exigem menos em termos nutricionais. Além disso, não se multiplica em sistemas aquáticos, multiplica-se menos que as bactérias entéricas, são mais resistentes aos agentes tensoativos e agentes desinfetantes do que as bactérias patogênicas (BRASIL, 2013).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 determina que, para os usos de águas doces, não deverá ser excedido um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos seis amostras de água, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes, de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente (BRASIL, 2005).

Sant'Ana (2007) constatou a contaminação de igarapés em Boa Vista por

coliformes termotolerantes. De acordo com os resultados das análises das amostras dos igarapés Mirandinha e Caxangá, os valores apresentados variaram entre 52.000 NMP/100 mL e 80.000 NMP/100 mL. Esse fato, segundo a autora, confirma o antropismo desses corpos d'água. Pois os valores encontrados mostram que os igarapés encontram-se fora do padrão de qualidade determinado pela legislação brasileira.

Estudo realizado por Rabelo (2008) salientou as falhas no gerenciamento de resíduos no aterro sanitário de Boa Vista, Roraima. Como, por exemplo, a infiltração do chorume no solo e sua lixiviação para os corpos d'água pela percolação das águas das chuvas. A autora ainda comenta que essas falhas causaram riscos ambientais locais, principalmente, aqueles relacionados à contaminação de água dos igarapés por coliformes termotolerantes. A autora constatou valores acima do permitido pela legislação brasileira, em todas as amostras coletadas no Igarapé Grande. Esses resultados apontam as atividades antrópicas como principais agentes de contaminação desse corpo hídrico. Segundo a Agência Nacional de Águas – ANA, a análise microbiológica, sob o ponto de vista da contaminação de corpos d'água, assume grande importância, sobretudo, a densidade de coliformes totais e termotolerantes, que determinam indiretamente a presença de organismos nocivos à saúde da população (BRASIL, 2011).

1.3.2 Bactérias heterotróficas

As bactérias heterotróficas são micro-organismos que utilizam carbono como fonte de nutrientes. Essas bactérias encontram-se universalmente na água, nos alimentos, no solo, na vegetação e no ar. São importantes fornecedores de informações sobre a qualidade da água (DOMINGUES et al., 2007). Além de fornecer informações sobre a presença de contaminação fecal na água, as análises microbiológicas são úteis para se avaliar a eficácia de métodos de tratamento para determinados grupos de micro-organismos (BRASIL, 2011).

Uma característica muito relevante das bactérias heterotróficas é a influência inibidora na detecção dos coliformes. A contagem elevada de bactérias heterotróficas

pode diminuir a frequência de detecção de coliformes, quando são empregados os métodos baseados na fermentação da lactose. Não há evidências epidemiológicas válidas que relacione o nível de consumo de bactérias heterotróficas em água destinada ao consumo humano, com o aumento de riscos para saúde. Porém, são reconhecidas como patógenos oportunistas, constituindo riscos à saúde de grupos mais vulneráveis como pacientes idosos, recém-nascidos e imunocomprometidos (ALLEN; REASONER, 2004; FREIRE; LIMA, 2012).

Nos sistemas aquáticos, entre os gêneros de bactérias heterotróficas encontradas, destacam-se *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Caulobacters*, *Archromobacter*, *Klebsiella*, *Legionella*, *Moraxella*, *Serratia*, *Xanthomonas* e *Corynebacterium*. Algumas destas bactérias podem variar amplamente desde as não perigosas, presentes no ambiente natural, até os organismos oriundos de diversas fontes poluidoras. As patogênicas são micro-organismos causadores de doenças oportunistas, como infecções respiratórias e urinárias, além das gastroenterites que afetam o trato intestinal dos seres humanos com o sistema imunológico comprometido (PAVLOV et al., 2004).

De acordo com a ANA, a contagem de bactérias heterotróficas aeróbicas fornecem informações sobre a disponibilidade de nutrientes na água que favorecem o crescimento bacteriano, o que pode alterar as características físicas da mesma. Pode ainda propiciar a presença de micro-organismos patogênicos oportunistas, tais como *Pseudomonas aeruginosa*, *Legionella sp.* e *Aeromonas sp.* Para esses micro-organismos, existem técnicas específicas de detecção, que não são utilizadas rotineiramente, mas somente quando necessário para resolver problemas relacionados a sua presença (BRASIL, 2011).

Segundo a legislação brasileira vigente para água de consumo humano, a contagem padrão de bactérias heterotróficas, não deve ultrapassar a 500 UFC/mL (BRASIL, 2011). Para a contagem de bactérias heterotróficas em água, a técnica mais comumente adotada consiste na contagem padrão em placas, a qual visa atender as especificações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, publicação da *American Public Health Association* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

1.3.3 Comunidade de algas fitoplanctônicas

Fitoplâncton é o termo utilizado para se referir à comunidade de vegetais microscópicos que vivem em suspensão nos corpos d'água e que são constituídos principalmente por algas: clorofíceas, diatomáceas, euglenofíceas, crisofíceas, dinofíceas, xantofíceas e cianobactérias. A comunidade fitoplanctônica pode ser utilizada como indicadora da qualidade da água, principalmente em reservatórios, e a análise da sua estrutura permite avaliar alguns efeitos decorrentes de alterações ambientais. Esta comunidade é a base da cadeia alimentar e, portanto, a produtividade dos elos seguintes depende da sua biomassa (BRASIL, 2009).

1.3.3.1 Cianobactérias

As cianobactérias são procariotas fotossintetizantes com liberação de oxigênio. Participam dos grandes ciclos geoquímicos do carbono, nitrogênio e oxigênio na Terra a bilhões de anos (COURADEAU et al., 2011). Alguns desses micro-organismos são capazes de produzir toxinas nocivas para organismos aquáticos e terrestres (CARNEIRO; LEITE, 2008).

A origem das cianobactérias é estimada em aproximadamente 3,5 bilhões de anos e foram provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva (CARMICHAEL, 1994). Conforme Yunes (1998), inicialmente ocorreu equívoco na nomenclatura das cianobactérias considerando-as algas unicelulares, daí o nome algas azuis. Posteriormente foi constatado que apresentavam características de bactérias e, portanto pertenciam ao reino Monera.

As cianobactérias ou algas azuis são capazes de florescerem em mananciais superficiais, especialmente aqueles com elevados níveis de nutrientes (BRASIL, 2005). As atividades antrópicas, tais como despejos de esgotos domésticos, lixo e efluentes industriais em mananciais, acarretam o aumento de nutrientes ricos em fósforo e nitrogênio, causando a eutrofização dos corpos d'água (CARNEIRO; LEITE, 2008).

As algas azuis possuem pigmentos fotossintéticos (clorofila-a e b) e um pigmento

assessório (ficocianina) que lhe confere coloração azulada e capacidade de fixar carbono (FILHO; MOLICA; AZEVEDO, 2009), e podem apresentar também um pigmento denominado ficoeritrina de cor vermelha, que nem sempre está presente. Estes pigmentos encontram-se espalhados nos sistemas de membranas das células. Suas paredes celulares não apresentam celulose e são constituídas por polissacarídeos e polipeptídeos, características semelhantes às bactérias, formando uma membrana de lipopolissacarídeos e são, portanto, classificadas como Gram-negativa (BRYANT, 1994).

Segundo Sant'Anna et al. (2006), as cianofíceas habitam uma grande variedade de ambientes, em sua maioria aquáticos. Estão presentes em corpos d'água numa gama ampla de temperatura e salinidade, surgindo no solo, rochas e nas suas fissuras. As cianofíceas foram encontradas formando colônias até na neve e em grandes altitudes do Alasca e em glaciares dos Himalaias (FALCONER, 2005; SVERCEK; SMITH, 2004).

Filho, Molica e Azevedo (2009) afirmam que as cianobactérias estão presentes em todos os biótopos aquáticos. Distribuem-se com facilidade em ambientes tão diversos como as águas costeiras do Antártico, nascentes quentes de origem vulcânica e até mesmo em locais onde nenhum outro tipo de vegetação consegue subsistir. As cianofíceas podem ser planctônicas ou bentônicas, segundo Andrade (2007).

A reprodução das cianofíceas ocorre por divisão binária, em tempo variado dependendo das espécies. Conforme Svercek e Smith (2004), o tempo de duplicação varia entre 21 horas e 14,7 dias; em meios favoráveis pode ocorrer em dois dias, situação que pode persistir geralmente por cinco a sete dias. Esses micro-organismos são resistentes em ambiente com condições desfavoráveis, sendo possível florescerem quando o ambiente se tornar propício (FERNANDES et al., 2005).

As cianobactérias formam colônias suficientemente grandes para serem vistas (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006). São seres unicelulares e podem agregar-se formando colônias que crescem dependendo dos fatores ambientais (CARMICHAEL, 2001). Se reproduzem com mais sucesso em águas com pH neutro ou ligeiramente alcalino, meios mais ricos em nutrientes e zona eufótica, onde possam realizar fotossíntese. Suas células medem entre três e dez μm de diâmetro (SVERCEK; SMITH,

2004).

Costa (2008), em pesquisa sobre microfitoplâncton na região da foz do rio Guamá em Belém do Pará, afirma que, dentre as classes de algas, as que apresentaram mais riqueza de espécies foram as cianofíceas. A família *Oscillatoriaceae* destacou-se por apresentar maior número de táxons do gênero *Oscillatoria*. Estas cianobactérias são comumente encontradas em sistemas estuarinos, principalmente aqueles com marcada influência de águas fluviais.

Estudo realizado por Furtado (2011) confirmou a presença de cianobactérias da espécie *Planktothrix agardhii*, no deságue da Lagoa de Estabilização e na jusante da Lagoa de Estabilização no Igarapé Grande. Este fato, segundo a autora, confirmou o comprometimento da qualidade da água do Igarapé Grande, devido aos despejos dos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto do município de Boa Vista (ETE). Salaria também que a contaminação da água com cianobactérias representa possível implicação para saúde pública. Conseqüentemente, a exposição crônica da população local aos efeitos deletérios causados pelas hepatotoxinas liberadas por essas algas.

O ensaio de cianobactérias, sua identificação e quantificação, são de grande interesse para avaliar as condições ecológicas de um ecossistema aquático, prevenir ou controlar situações indesejáveis ou incompatíveis com a finalidade de utilização de um determinado manancial (BRASIL, 2011). Conforme a Resolução CONAMA 357/2005, a densidade de cianobactérias não deve exceder 50000 cel/mL, para águas doces de classes 2 e 3 (BRASIL, 2005).

1.3.3.2 Cianotoxinas

As cianotoxinas são metabólitos secundários liberados na água quando as células das cianobactérias se rompem (OLIVEIRA; OLIVEIRA; YUNES, 2001). Os organismos podem ser expostos as biotoxinas pela ingestão de água contaminada, banhos em corpos d'água contaminados, ingestão ou inalação acidental, pelo consumo de alimentos contaminados, como os pescados, e por meio de hemodálises, se a água utilizada não for devidamente purificada (DITTMANN; WIEGAND, 2006).

Essas biotoxinas são classificadas de acordo com a estrutura química como:

peptídeos cíclicos, alcalóides e lipopolissacarídeos. Os peptídeos cíclicos são caracterizados pela presença de hepatotoxinas, como microcistinas e noduralinas, sendo frequentemente encontradas tanto em água doce como salgada (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Os alcalóides são bem diversos tanto na estrutura química quanto na toxicidade para o organismo dos mamíferos. Essas toxinas fazem parte do grande grupo de componentes heterocíclicos nitrogenados. Estes geralmente têm pouco peso molecular. As cilindropermopsinas são exemplos de alcalóides, com peso molecular de 415U, produzidas pelas espécies *Cylindropermopsis raciborskii*, *Umezakia natans* e *Aphanizomenon ovalisporum* (CHISWELL et al., 1999).

No Brasil destacam-se pelo menos seis gêneros potencialmente nocivos de cianobactérias: *Microcystis*, *Anabaena*, *Cylindropermopsis*, *Oscillatoria*, *Planktothrix* e *Aphanocapsa*. As principais e mais nocivas toxinas, produzidas por esses gêneros são microcistinas, noduralinas, anatoxinas, cilindropermopsinas e saxitocinas. Essas toxinas causam hepatotoxicidade, neurotoxicidade, dermatotoxicidade e inibição da síntese de proteínas em seres aquáticos, terrestres e inclusive em seres humanos (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

Diferentes toxinas causam diferentes danos aos organismos vivos. Indivíduos quando expostos cronicamente às hepatotoxinas podem desenvolver tumores no fígado (FALCONER; HUMPADE, 2005). As dermatotoxinas quando em contato com a pele e mucosas causam irritação podendo levar ao surgimento de sintomas como vermelhidão, lesões na pele, conjuntivite e obstrução nasal (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

As neurotoxinas são constituídas por substâncias alcalóides denominadas anatoxinas e saxitoxinas. Essas toxinas possuem um mecanismo de ação diferente em cada neurotoxina, mas todas interferem no impulso nervoso. As neurotoxinas levam ao declínio da população por óbito, causando parada respiratória em poucos minutos (FILHO, 2009). Podem provocar também câibras musculares, fraqueza, paralisia motora e taquicardia (VAN APELDOORN et al., 2007).

Os métodos analíticos disponíveis para detecção, identificação e quantificação das cianobactérias são os físico-químicos (HPLC-UV-Cromatografia Líquida de Alta

Eficiência com detector de Ultravioleta; HPLC-PDA-Sistema Cromatográfico Líquido de Alta Eficiência com detector de arranjo de diodos; eletroforese capilar; LC/MS-Espectrômetro de Massa); bioquímicos (ensaio de inibição de fosfatase; ensaio de inibição de acetilcolinesterase; ELISA-Ensaio Imunoenzimático); ou biológicos (bioensaios; teste de toxicidade), segundo Carneiro e Leite (2008).

A toxicidade das cianobactérias vem recentemente sendo apontada como responsável pelo baixo crescimento e reprodução do zooplâncton e outros seres aquáticos (FILHO, 2009). Furtado (2011) comenta em seu estudo realizado no Igarapé Grande, que a presença da possível hepatotoxina em cianobactérias causa diversos problemas na saúde pública. Salienta ainda que esse risco é fato comprovado por situações reais reportadas mundialmente. Muitas pessoas após contato com água com cianobactérias em floração podem apresentar sintomas indicadores da ingestão de toxinas liberadas pelas cianofíceas. Reforça ainda, que a exposição prolongada a essas toxinas deve ser considerada como um risco à saúde pública.

1.4 Parâmetros físico-químicos da água

As características biológicas e físico-químicas da água podem ser alteradas. Na maioria dos casos, essa alteração é causada pela eutrofização, que pode ter diversas origens (BRASIL, 2011), inclusive as atividades antrópicas. Por meio das análises dos aspectos físicos da água, é possível se perceber as alterações químicas, físicas e biológicas. Essas mudanças nas características da água são percebidas pelas alterações na cor, odor e sabor. Os parâmetros químicos são os mais indicados para a caracterização da qualidade da água. A análise dos parâmetros químicos permite indicar a origem dos principais poluentes, possibilitando a avaliação da concentração dos poluentes tóxicos e suas possíveis fontes (MACÊDO, 2001). Os parâmetros físico-químicos utilizados para identificação da qualidade da água são principalmente o potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura, nitrogênio (N), fósforo (P), enxofre (S), condutividade elétrica (CE) e turbidez da água. É importante considerar também a influência pelágica, a competição intraespecífica e interespecífica, pois interferem no estabelecimento e no

equilíbrio das comunidades de algas em corpos d'água (WETZEL, 2001).

1.4.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

A qualidade química da água em relação ao potencial hidrogeniônico (pH), sais e íons dissolvidos, é um fator a ser considerado no monitoramento da qualidade das águas superficiais. Conforme a Resolução CONAMA nº 357/05, as águas doces que pertencem as classes 1, 2, 3 e 4, devem manter o parâmetro pH na faixa de 6.0 a 9.0 (BRASIL, 2005).

Os ecossistemas amazônicos apresentam águas com pH relativamente baixo. Isso, caracteriza esses sistemas como suscetíveis a variações de pH, por apresentarem menor efeito tamponante. Quando o sistema aquático possui maior efeito tamponante, apresenta-se mais resistente as variações do pH. Entretanto, as águas amazônicas variam seu pH entre 4 em águas mais interiores até 7.8, em águas próximas ao mar. Os ecossistemas húmicos também apresentam efeitos tamponantes, por causa da quantidade elevada de matéria orgânica (ESTEVES, 2011).

O estudo realizado por Esbell (2006) no Igarapé Grande situado em Boa Vista, Roraima, o pH desse sistema variou entre 6,06 a 6,94. Quando obtida a média sazonal, o pH manteve-se ácido, tendendo à neutralidade. Explica-se que a baixa do pH pode ser compreendida, devido, as fortes chuvas que ocorreram na região naquele período. As chuvas provocaram, provavelmente, a lixiviação de matérias orgânicas. Logo, a diminuição do pH pode ter sido ocasionado pela decomposição de alguma matéria orgânica.

De acordo com Sant'Ana (2007), em estudo sobre a qualidade das águas superficiais em Boa Vista, Roraima, o pH dos corpos hídricos apresentaram valores médios de 6,1, para o rio Cauamé, e 7,8 para o rio Tacutu. Conforme a resolução CONAMA nº 357/05, esses corpos d'água apresentaram-se dentro da faixa da normalidade. A explicação para esse fato são principalmente as características geológicas desses rios. Enquanto, o pH referente aos igarapés Caxangá, Mirandinha, Grande e Caraná, apresentaram valores de 5,14 a 5,82. Esses valores estariam relacionados diretamente as atividades antrópicas, por meio de poluentes que

comprometeram a qualidade desses corpos d'água.

1.4.2 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio está presente na composição da água, do gás carbônico e de compostos de nitrogênio. É também encontrado na forma gasosa (O_2) na atmosfera e participa da formação do ozônio (O_3). Segundo Esteves (2011) a baixa solubilidade do oxigênio na água frequentemente limita o metabolismo dos seres aquáticos. Essa limitação é composta pela taxa de difusão de oxigênio deplecionada na água em relação ao ar. Dos gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes para manutenção da vida e caracterização dos sistemas aquáticos. A fotossíntese é a principal fonte de oxigênio para água. Nos sistemas biológicos uma das mais comuns das reações é a oxidação, ou seja, as perdas de oxigênio através do consumo ocasionadas pela decomposição da matéria orgânica.

Segundo Macedo (2005), a concentração de oxigênio dissolvido é um dos indicadores de poluição em mananciais. A avaliação dos impactos ocasionados pelos despejos de esgotos domésticos e efluentes em corpos d'água representa um parâmetro utilizado para indicar as condições de vida aquática e o nível de autodepuração de mananciais. Conforme a Resolução CONAMA nº 357/05, para os padrões de enquadramento das águas superficiais, referentes ao parâmetro OD, determina que qualquer amostra de água doce classe 1, não pode apresentar valores inferiores a 6 mg/L O_2 . Em água doce classe 2, não pode apresentar valores inferiores a 5 mg/L O_2 , para água doce classe 3, não pode apresentar valores menores que 4 mg/L O_2 e para classe 4, superior a 2,0 mg/L O_2 em qualquer amostra (BRASIL, 2005)

Segundo Sant'Anta (2007) os igarapés Mirandinha, Caxangá, Caranã e Grande, foram considerados em estado crítico quanto à eutrofização. A eutrofização desses corpos d'água, segundo a autora, foi atribuída ao antropismo. Desses igarapés o que apresentou menor índice de oxigênio dissolvido foi o Igarapé Mirandinha; os outros, entretanto, também estavam abaixo do nível permitido pela legislação brasileira.

Esbell (2006) atribui as baixas concentrações de oxigênio no Igarapé Grande à ocupação humana em seu entorno. Considera também o fato de que fortes chuvas

podem ter causado a lixiviação de matérias orgânicas para o corpo d'água, o que proporcionou elevada DBO. Além disso, o local antigamente era utilizado como depósito de lixo e para dessedentação de animais.

1.4.3 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Segundo a Empresa de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, a eutrofização leva ao desequilíbrio de ambientes aquáticos quando os processos naturais não conseguem superar o aumento na demanda de reciclagem. A DBO ocorre por meio da decomposição da matéria orgânica pelas bactérias que consomem oxigênio na água. Considera-se a DBO o parâmetro mais comumente utilizado para a medida de consumo de oxigênio em corpos d'água. É representado pela quantidade de oxigênio do meio consumido pelos organismos aeróbicos na oxidação da matéria orgânica presente em mananciais (EMBRAPA, 2011).

O teste padrão da DBO é uma medida que procura retratar em laboratórios o fenômeno que acontece em corpos d'água, também conhecido como DBO_5 . Esse teste é realizado a uma temperatura constante de 20°C e durante um período de incubação fixo de cinco dias (BRASIL, 2011). A Resolução CONAMA nº 357/05 determina que o nível da DBO para água doce superficial das classes 1, 2 e 3, não podem exceder os valores até 3 mg/L O_2 , 5 mg/L O_2 e 10 mg/L O_2 , respectivamente (BRASIL, 2005).

Embora as análises da DBO em sistemas aquáticos, sejam consideradas parâmetro de referência, para avaliação da eficiência do funcionamento dos sistemas aquáticos. A alteração físico-química, através da presença anormal de nutrientes como, o aumento de níveis de nitrogênio e fósforo, pelo aporte de esgotos domésticos, favorece o crescimento de micro-organismos e da comprovação de alterações de DBO_5 e DQO (BRIGANTE et al., 2003).

Nas amostras analisadas por Esbell (2006) em estudo realizado no Igarapé Grande, a DBO mostrou-se mais elevada no ponto de deságue e a jusante do igarapé, devido ao aumento de matéria orgânica no corpo d'água. Os resultados foram confirmados por métodos quimiométricos (PCA-Análises de Componentes Principais) e HCA-Análises de Componentes Hierárquicos, ocorrendo a separação entre o período seco e chuvoso.

Furtado (2011) afirma que a intensificação das chuvas nos meses de maio e junho de 2010, ocasionou o escoamento de matéria orgânica para dentro do Igarapé Grande significativamente. Isso resultou em um maior consumo de oxigênio pelos seres decompositores, contribuindo para a redução de oxigênio na água. Entretanto, após cessarem as precipitações, diminuiu o escoamento, e conseqüentemente houve um aumento na concentração de oxigênio dissolvido.

1.4.4 Temperatura

A temperatura da água pode variar de acordo com fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (BRASIL, 2010). A água conduz calor rapidamente, logo, espalha-se uniformemente nos corpos d'água. A solubilidade dos gases diminui, quando a temperatura aumenta, e isso, influencia diretamente sobre a comunidade aquática, interferindo no crescimento biológico, conforme a faixa de temperatura ideal para cada organismo. Os sistemas aquáticos são adaptados a pequenas variações de temperaturas, mas, isso, depende da insolação e das ações antrópicas (MACEDO, 2005). A elevação da temperatura em 5°C, em sistemas aquáticos, pode causar aumento de 50% nos efeitos tóxicos de certas substâncias. E isso pode interferir no tempo de sobrevivência de algumas espécies aquáticas (BRASIL, 2011).

Souza (2007) comenta que a temperatura da água representa um parâmetro importante na média que permite estabelecer relações com outros parâmetros físico-químicos e biológicos. A autora realizou estudo relacionando a qualidade da água com a saúde do povo indígena, habitantes da maloca da Malacacheta, situada no município do Cantá, Roraima. Foram coletadas amostras de água de poços, rios e igarapés, esses corpos d'água são fonte de abastecimento para essas pessoas. A temperatura apresentou variações entre as fontes. O valor médio da temperatura entre os oito pontos de coleta apresentaram média de 29,8°C.

No estudo realizado por Sant'Ana (2007), a temperatura apresentou variações significativas entre os pontos estudados. As temperaturas correspondentes aos pontos de coleta localizados nos rios Tacutu, Uraricoera e Branco, variaram de 26,76°C a

27,68°C. No Igarapé Água Boa a temperatura apresentou a média mínima de 27,42°C e máxima de 27,48°C, esses foram os valores mais baixos observados pela autora. Os pontos acima citados estão caracterizados pela presença de mata ciliar próxima ao local de coleta. Esse fato, relacionado ao horário de coleta entre 8h e 9h, contribuiu para o resultado, devido a menor insolação. Entretanto, nos pontos de coleta urbanizados, representados pelos rios Cauamé e Igarapés Caranã, Grande, Mirandia e Caxangá, situados no município de Boa Vista, Roraima, apresentaram temperaturas variando de 28,04°C a 29,36°C. Esses valores mais elevados estão relacionados com a ausência da mata ciliar, lâmina d'água menor e os horários das coletas entre 10h e 12h, com maior insolação.

1.4.5 Nitrogênio (N)

O nitrogênio assume formas variadas de oxidação no seu ciclo nos ecossistemas. É extremamente importante no metabolismo dos seres aquáticos. A fonte em última instância de nitrogênio molecular (N_2), está na atmosfera. Esse N_2 se dissolve com alguma extensão na água. As descargas elétricas convertem N_2 em amônia, que as plantas utilizam. Mas, a maior parte é assimilada pela atuação de micro-organismos a partir de um processo denominado fixação de nitrogênio (BRAGA et al., 2005).

Em sistemas aquáticos eutróficos, a formação de amônia, processo denominado de amonificação, se realiza a partir da decomposição da matéria orgânica por organismos aeróbicos e anaeróbicos. Os valores máximos admissíveis dos parâmetros relativos às formas químicas de nitrogênio, nas condições de vazão de referência, poderão ser alterados em decorrência de condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerem também a poluição difusa, comprovem que esses novos limites não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água (BRASIL, 2005).

O nitrogênio é um elemento muito importante no desenvolvimento de micro-organismos. O despejo de esgotos domésticos em mananciais eleva a concentração do nitrogênio. A presença de nitrogênio na forma NH_3 e NH_4 caracteriza uma poluição

recente por esgoto doméstico. Já, a presença de nitrato (NO_3) em sistemas aquáticos caracteriza poluição remota. A amônia é tóxica aos peixes e, na conversão de amônia para nitrito, ocorre consumo de oxigênio. Isso resulta em alterações na qualidade de vida dos seres aquáticos (FERNANDES, 1997).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/05, o valor total de nitrogênio, para águas doces, não deve ultrapassar 1,27 mg/L para ambientes lênticos (águas paradas) e 2,18 mg/L para ambientes lóticos (águas correntes), na vazão de referência. Entretanto, para as concentrações de amônia na água, relacionada com o valor do pH do corpo hídrico, as águas doces classe 2 que apresentarem valores de pH menores ou iguais a 7,5, têm valor de amônia permitido em até 3,7 mg/L de nitrogênio (BRASIL, 2005).

Conforme Esbell (2006) em estudo realizado no Igarapé Grande em Boa Vista, Roraima, as amostras analisadas apresentaram variações significativas nas concentrações de amônia, nitrito e nitrato. Foi observado que no período seco tais concentrações apresentaram maiores valores, enquanto, nos períodos chuvosos essas concentrações apresentaram decréscimo significativo. Este fato pode estar relacionado com as características do entorno do igarapé, que sofreu degradação por antropismo, por meio de despejos diretos e indiretos de efluentes no corpo d'água.

Sant'Ana (2007) em estudo sobre a qualidade da água superficial em Boa Vista, Roraima, afirma que todos os pontos de coleta apresentaram valores médios de nitrato dentro do limite estabelecido para água de classe um, conforme a Resolução nº CONAMA 357/05, com valores médios entre 0,52 mg/L, no Igarapé Água Boa, a 5,84 mg/L, na foz do Igarapé Mirandinha. Entretanto, a autora constatou que as menores concentrações de nitrato foram encontradas nos pontos mais afastados da área urbana. Enquanto, as maiores concentrações de nitrato apresentaram-se na área urbana.

Satelles (2011) afirma que a elevada concentração de nutrientes no corpo d'água, afeta a produção primária, ou seja, a síntese de matéria orgânica a partir de compostos inorgânicos. Isso contribui para modificações ambientais. Em estudo no Igarapé Grande foi constatado por análise da água uma quantidade acima do permitido pela legislação de amônia, nitrato e fósforo. A presença desses nutrientes em quantidades acima do permitido contribui para a proliferação de micro-organismos na

água.

1.4.6 Fósforo (P)

O ciclo do fósforo envolve somente ambientes aquáticos. O fósforo é um grande constituinte de ácidos nucleicos, das membranas celulares, dos sistemas de transferência de energia dos ossos e dentes. O fósforo limita a produtividade vegetal em ambientes aquáticos. Os influxos de fósforos em sistemas aquáticos, na forma de esgotos domésticos e escoamento superficial do solo cultivado e fertilizado, pode artificialmente, estimular a produção nesses sistemas. Perturbando o equilíbrio em ecossistemas naturais e alterando a qualidade da água (ESTEVES, 2011).

A Resolução CONAMA 357/05 inclui o fósforo total como um parâmetro da qualidade da água para fins de enquadramento dos corpos d'água, determinando que, o ambiente lântico deve conter no máximo 0,002 mg/L de fósforo. Os valores máximos admissíveis dos parâmetros relativos às formas químicas de fósforo, nas condições de vazão de referência, poderão ser alterados em decorrência de condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerem também a poluição difusa, comprovem que esses novos limites não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água (BRASIL, 2005).

Sant'Ana (2007) afirma que o Igarapé Grande em Boa Vista, Roraima, encontra-se significativamente contaminado. Esse fato segundo a autora foi ocasionado pelo despejo de efluentes no corpo d'água e a lixiviação por água da chuva de nutrientes como fósforo e nitrogênio para esse corpo hídrico. A autora apresenta outros pontos críticos como, os igarapés Mirandinha, Caxangá e Caranã, além do Igarapé Grande.

1.4.7 Cloretos (Cl⁻)

Com a determinação do teor de cloretos das águas objetiva-se, obter informações sobre o seu grau de mineralização ou possíveis indicações de poluição, por esgotos domésticos e resíduos industriais (MACÊDO, 2005). O cloreto é o ânion Cl⁻ que se apresenta nas águas subterrâneas, oriundo da percolação da água através de

solos e rochas. Nas águas superficiais, as descargas de esgotos sanitários, são importantes fontes de cloreto. Cada pessoa expele através da urina cerca 4 g de cloreto por dia, que representam cerca de 95% dos excretos humanos. O restante é expelido pelas fezes e pelo suor. Estes valores contribuem para que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam 15 mg/L (BRASIL, 2006).

O cloreto não é tóxico ao ser humano, exceto no caso da deficiência no metabolismo de cloreto de sódio e na insuficiência cardíaca congestiva. A concentração de cloreto em águas de abastecimento público constitui um padrão de aceitação. A Resolução CONAMA nº 357/2005 limita o teor de cloretos até 250 mg/L. O teor elevado de cloretos na água causam sabor detectável. O cloreto apresenta também influência nas características dos ecossistemas aquáticos naturais, por provocarem alterações na pressão osmótica em células de microrganismos. A determinação dos cloretos são pouco utilizadas para teste da qualidade da água. Porém, o teste de coliformes termotolerantes é mais preciso para esta função (BRASIL, 2005, BRASIL, 2006, BRASIL, 2011).

1.4.8 Condutividade Elétrica (CE)

A condutividade elétrica é expressa pela capacidade de condução de corrente elétrica de sais dissolvidos e ionizados presentes na água. É utilizada como parâmetro de avaliação de qualidade da água. Assim, a condutividade também fornece uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes (SOUZA, 2012).

Em sistemas aquáticos naturais, a condutividade elétrica se apresenta inferior a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, porém, quando esses sistemas aquáticos recebem influência de efluentes domésticos e industriais, esse valor pode atingir até 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LIBÂNIO, 2005; MACEDO, 2001). Logo, altas concentrações de íons presentes nos corpos d'água, refletem a elevada interferência por poluentes (MARQUES; OLIVEIRA; MACHADO 2003).

Sant'Ana (2007) constatou CE média em todos os pontos estudados. O Igarapé

Água Boa, apresentou o menor valor de CE, variando de 3,92 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 3,90 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Tais valores foram atribuídos às características naturais deste corpo d'água, sendo classificado como igarapé de águas claras. Naturalmente, mananciais com essa característica possuem menor concentração de íons. Enquanto os rios Tacutu, Uraricoera, Branco, Cauamé, na foz do Igarapé Mirandinha, e Igarapé Caranã apresentaram valores médios de CE, variando de 5,10 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no rio Cauamé a 12,20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no rio Branco. Esses baixos valores atribuem-se às características destes corpos hídricos classificados como de águas brancas.

Sant'Ana (2007) comenta ainda que os rios Branco, Cauamé no balneário Curupira, Igarapé Caxangá e Igarapé Caranã apresentaram valores elevados de CE, variando de 49,48 $\mu\text{S}/\text{cm}$, para o Igarapé Caranã, a 61,38 $\mu\text{S}/\text{cm}$, para foz do Igarapé Caxangá. Essa alta CE, segundo a Agência Nacional de Águas - ANA, atribui-se a poluição urbana nos corpos d'água. Entretanto percebeu-se que a variação da CE nos pontos estudados pela autora apresentaram-se abaixo de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (BRASIL, 2011).

Gonçalves (2008) em estudo no Igarapé Carrapato em Boa Vista, Roraima, observou, variações na CE com tendência de queda nos pontos estudados, mesmo com aumento das precipitações, que causam diluições das concentrações. O motivo mais provável seria a utilização de insumos agrícolas em propriedade localizada a jusante. Consequentemente, causando o carreamento de íons para o curso d'água.

1.4.9 Turbidez da água

A turbidez da água é uma característica atribuída, principalmente, pela presença de partículas sólidas em suspensão, que diminuem a transparência da água e reduz a penetração da luz solar, elemento essencial para fotossíntese (ESTEVES, 2011). Conforme Macedo (2005), a turbidez pode ser provocada por plâncton, algas, detritos orgânicos, e outras substâncias como: areia, ferro, zinco, resultantes da erosão natural ou despejos domésticos e industriais.

A análise do parâmetro de turbidez é realizada por meio do método nefelométrico. Baseando-se, na comparação da intensidade da luz espalhada por suspensão considerada padrão. Portanto, quanto maior for a intensidade da luz

espalhada, maior será a turbidez da amostra analisada.

A Resolução CONAMA nº 357/05, inclui o parâmetro turbidez para qualidade da água para fins de enquadramento dos corpos d'água de até 40 Unidades Nefelométrica de Turbidez (UNT), para água classe 1, para águas doces classes 2 e 3 até 100 UNT (BRASIL, 2005). De acordo com Sant' Ana (2007), o rio Caumé e o Igarapé Água Boa, em Boa Vista, Roraima, apresentaram baixos valores de turbidez, variando de 2,0 UNT a 14,8 UNT, enquadrando-se nas águas classe 1 conforme a legislação brasileira.

Os outros pontos estudados por Sant'Ana (2007), correspondem aos rios Tacutu, Urarocoera, Branco e Igarapés Grande, Mirandinha, Caranã e Caxangá, apresentaram turbidez variando de 53,8 UNT a 85,8 UNT, enquadrando-se nas águas de classe 2. Vital (2004) estudando os mesmos corpos d'água encontrou valores de turbidez semelhantes.

Gonçalves (2008) em estudo no Igarapé Carrapato em Boa Vista, Roraima, constatou aumento significativo da turbidez, no período chuvoso, seguido de um declínio acentuado. O autor explica que esse fato, provavelmente, está relacionado com o preparo da área para plantios agrícolas, antes do início das chuvas, o que pode causar o carreamento intenso de partículas sólidas pela chuva.

2 OBJETIVOS

Para responder as perguntas norteadoras desta pesquisa foram formulados os seguintes objetivos:

2.1 Objetivo geral

Caracterizar a água do Igarapé Grande no entorno da estação de tratamento de esgoto, situado no município de Boa Vista, Roraima, utilizando indicadores microbiológicos e físico-químicos.

2.2 Objetivos específicos

- Descrever os bioindicadores presentes em amostras de água do igarapé;
- Determinar variáveis físico-químicas como temperatura, oxigênio dissolvido, potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, demanda bioquímica de oxigênio, amônia, nitrato, nitrito, cloretos, fosfato e turbidez em amostras da água do igarapé;
- Verificar a influência da sazonalidade na qualidade das amostras de água;
- Quantificar e Identificar gêneros de algas nas amostras de água do igarapé;
- Verificar ocorrências de florações de cianobactérias nas amostras coletadas;
- Determinar o teor de microcistina e cilindrospermopsina nas amostras de água do Igarapé Grande.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa envolveu o estudo da caracterização da água, por meio de indicadores biológicos e físico-químicos em amostras do Igarapé Grande e foi desenvolvida nos laboratórios do Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais-PRONAT da Universidade Federal de Roraima.

3.1 Localização e caracterização da área de estudo

A área escolhida para o desenvolvimento deste estudo foi o Igarapé Grande. A sua microbacia localiza-se no município de Boa Vista no Estado de Roraima (figura 1), a margem direita do rio Branco. Apresenta uma área de 31,70 km², incluindo a sub-bacia do Paca (SILVA, 2010). Em seu entorno abrange grande parte dos bairros Raiar do Sol, Silvio Botelho e Olímpico.

A rápida urbanização presenciada nos últimos anos na cidade de Boa Vista, provocou o crescimento desordenado de novos bairros. Esse fato resultou na ocupação aleatória e sem planejamento. O crescimento urbano tem causado grandes problemas ambientais, que se observa ao longo dos cursos d'água situados nas áreas de ocupação, conhecidos regionalmente como igarapé. O surgimento dos bairros Jardim Silvio Botelho, Raiar do Sol, e Jardim Olímpico, banhados pelas águas do Igarapé Grande, nos últimos anos, foi provocado pela necessidade da população que não dispunha de recursos para ocupar áreas legalmente organizadas. Devido à falta de uma sensibilização ambiental para proteção dos corpos hídricos, vem ocorrendo a degradação de muitos rios, lagos e igarapés. Os assoreamentos de terrenos para construção dos novos bairros podem causar o aterramento de corpos d'água, conseqüentemente, o desaparecimento dos mesmos.

3.1.1 Igarapé Grande

O Igarapé Grande é um corpo hídrico urbanizado, da sua nascente até próximo a sua foz. Apresenta alterações na mata ciliar causadas pelas ações antrópicas, a qual

foi modificada para a construção de residências em seu entorno. As prováveis alterações nas características físico-químicas e biológicas que vem causando a sua degradação, podem ser pela exploração inadequada, por meio dos esgotos domésticos, sem tratamento, lançados diretamente dos bairros adjacentes nesse sistema aquático, comenta Esbell (2006).

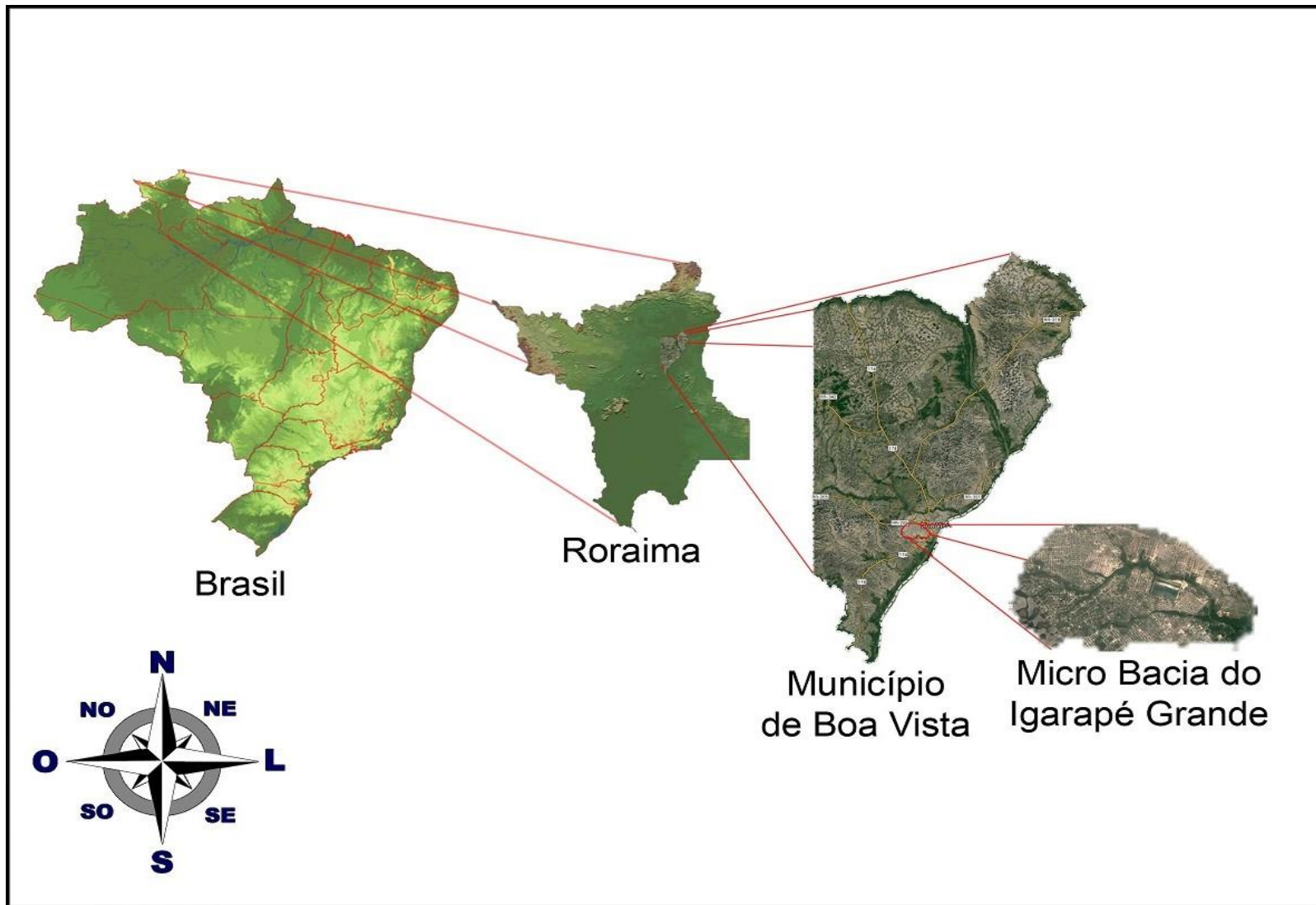
Segundo Rabelo (2008), o Igarapé Grande localiza-se numa área onde estava instalado o aterro sanitário de Boa Vista, Roraima. Após sua desativação não ocorreu nenhum tipo de tratamento de reestruturação das feições da vegetação do local. De acordo com a autora esse fato pode ter contribuído para a modificação na fauna e na flora do ecossistema, implicando no desaparecimento de espécies. Além da degradação da mata ciliar no entorno do Igarapé Grande, chama-se a atenção também para a poluição por resíduos sólidos, tanto nas margens, como dentro do igarapé.

A bacia do Igarapé Grande tem 12 km de extensão. A nascente e as drenagens encontram-se ao longo dos bairros Pintolândia, Dr. Silvio Botelho, Jardim Tropical, Senador Hélio Campos, Jóquei Clube, Centenário, Araceli Souto Maior, Raiar do Sol, Operário, Bela Vista, Nova Cidade, Distrito Industrial, Marechal Rondon e São Bento. E o relevo da bacia é relativamente plano, considerando-se declividade média do canal de 0,0006 metros (GOMES, 1997; PEREIRA; MACEDO; VERAS, 2010).

A vegetação da área escolhida para este estudo caracteriza-se pela presença de árvores retorcidas, de casca rachada, principalmente Caimbé (*Curatela americana* L.) e Murici (*Byrsonima verbacifolia*). É possível observar a presença de palmeiras de buruti (*Mauritia flexuosa*), além da ocorrência de macrófitas aquáticas aninga, da espécie *Motrichardia arcorences* ao longo de todo curso d'água. Observa-se ainda plantas frutíferas em torno do igarapé, isso caracteriza as atividades antrópicas no local, que vem interferindo na manutenção da mata ciliar (MENEZES; COSTA; COSTA, 2007).

Para este estudo, foram selecionados cinco pontos para coleta das amostras de água do Igarapé Grande (figura 2). Na escolha dos pontos para coleta das amostras, considerou-se a variabilidade espacial e a variação temporal do Igarapé Grande. Na variabilidade espacial considerou-se pontos influenciados pelos lançamentos direto de efluentes clandestinos dos bairros vizinhos ao igarapé. Além das alterações na mata ci-

Figura 1 – Localização da Microbacia do Igarapé Grande no sudeste de Boa Vista, Roraima



Fonte: Adaptado do Google Mapas/Vista Satélite (2014).

liar causadas pelos próprios moradores.

A variação temporal foi considerada devido a sua representatividade nas alterações ao longo do tempo nas concentrações dos constituintes do corpo d'água num mesmo ponto, de forma aleatória ou cíclica, em função das características das contribuições recebidas ou das variações meteorológicas.

Outro fator determinante para a escolha dos pontos foi a área do antigo deságue de efluentes, gerados a partir do sistema de lagoas da Estação de Tratamento de Esgoto de Boa Vista – ETE. Neste local situa-se a antiga calha/deságue, anteriormente utilizada pela ETE para o despejo de seus efluentes. De acordo com a Companhia de Água e Esgoto de Roraima – CAER, durante o ano de 2011 ocorreram reformas, ajustando a estrutura física das lagoas de estabilização. Esse fato viria a contribuir para melhorar a eficiência do sistema de tratamento de esgoto e para a diminuição dos impactos ambientais e sociais. Durante a reforma foi construído um novo emissário para o lançamento dos efluentes do esgoto coletado da cidade diretamente no rio Branco. De acordo com informações da CAER, desde 2012 o Igarapé Grande não deveria ser mais utilizado para deságue de efluentes da ETE – Boa Vista.

Na figura 2 estão representadas as coordenadas geográficas, que foram definidas como referências para as coletas das amostras de água do Igarapé Grande.

Figura 2 – Pontos de coletas no Igarapé Grande situado no município de Boa Vista, Roraima

PONTOS DE COLETA	NORTE (N)	OESTE (W)
Ponto 1 – MONTANTE	2° 47' 41,1"	60° 43" 29,11"
Ponto 2 – MONTANTE	2° 47" 24,34"	60° 42" 24,34"
Ponto 3 – CALHA	2° 47" 24,13"	60° 42" 36,61"
Ponto 4 – JUSANTE	2° 47" 24,02"	60° 42" 26,28"
Ponto 5 – JUSANTE	2° 47" 1,45"	60° 42" 7,78"

O ponto 1 situa-se na ponte Araceli no bairro Joquei Clube, e está a uma distância de aproximadamente 1,6 km do ponto 3 (antiga calha da ETE-Boa Vista). O ponto 2 localiza-se próximo à ponte Centenário no bairro Brigadeiro, e sua distância com relação a calha (P3), é de aproximadamente 92 m. Enquanto o ponto 4 situado à jusante da calha, localiza-se próximo a ponte Centenário no bairro Brigadeiro, a distância de aproximadamente 40 m da calha. O ponto 5 encontra-se próximo a ponte da BR-174 no bairro 13 de Setembro e está distante da calha cerca de 115 km.

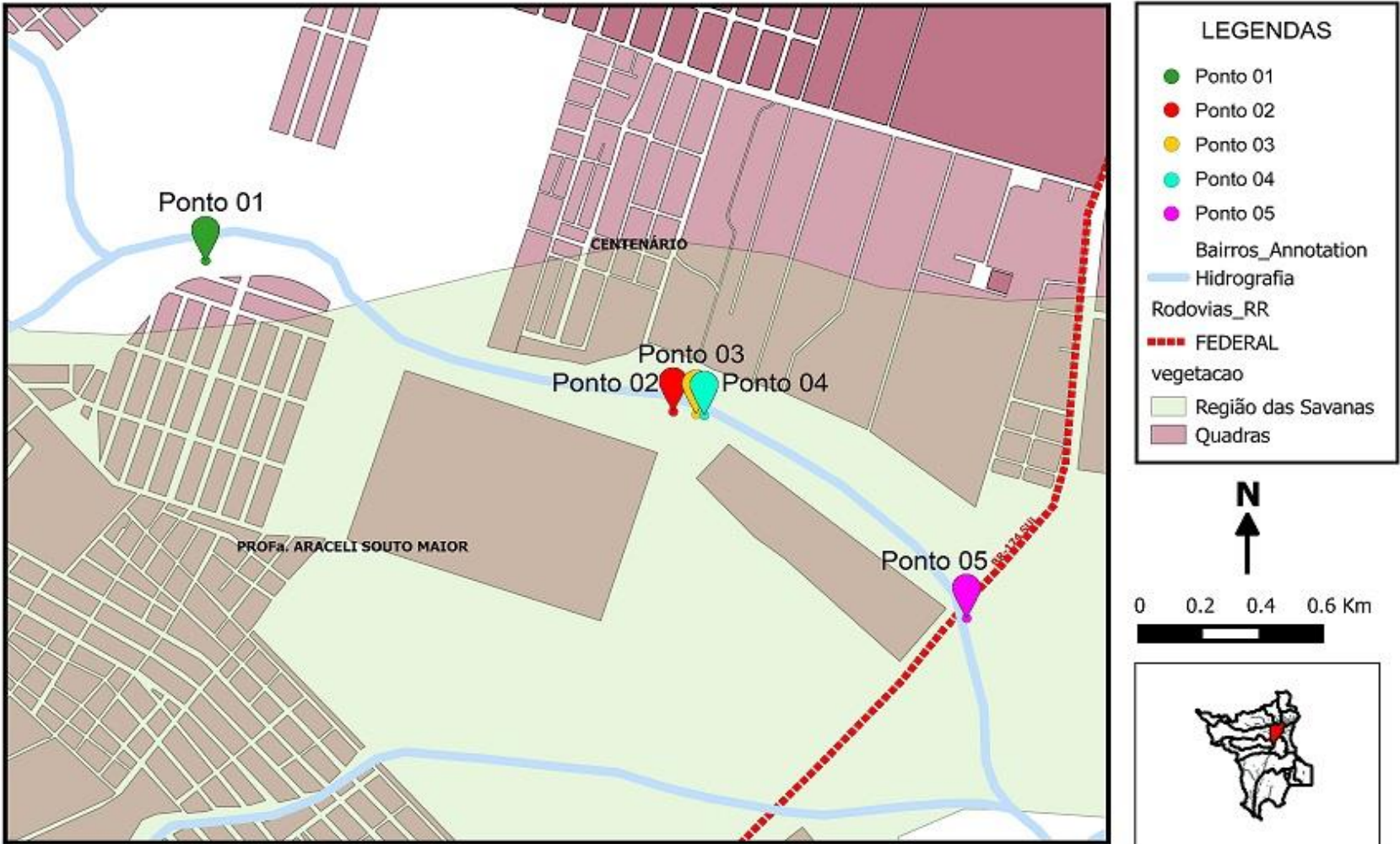
3.2 Amostragem

As coletas foram realizadas no período da manhã, de forma bimestral, nos períodos seco (PS) e chuvoso (PC). Os meses de agosto de 2015, abril de 2015 e junho de 2015, correspondem às coletas que ocorreram no PC; enquanto as do PS ocorreram nos meses de outubro de 2014, dezembro de 2015 e fevereiro de 2015. Foram coletadas cinco amostras de água do Igarapé Grande no PC e cinco no PS em cada um dos cinco pontos escolhidos: P1, P2, P3, P4 e P5, totalizando 25 amostras. Na figura 3 estão representados os pontos que foram definidos como referências para a realização das coletas das amostras de água no Igarapé Grande.

As técnicas de coleta, preservação e análises obedeceram às recomendações estabelecidas pelo *Standart Methods for Examination of Water and Wasterwater* (APHA; AWWA; WEF, 2012). As amostras foram distribuídas em subamostras para análises microbiológicas, físico-químicas, DBO e detecção de cianotoxinas. As coletas para análises microbiológicas, físico-químicas e DBO foram realizadas no sentido vertical e horizontal, correspondendo a uma profundidade de 20 cm abaixo da superfície da água, utilizando um balde de plástico e garrafas de polipropileno estéreis com capacidade de 1L.

Na coleta das amostras de água foi preenchida $\frac{3}{4}$ do volume total do recipiente. As amostras destinadas especificamente para determinações de DBO foram acondicionadas em vidro âmbar. Cada frasco foi identificado com o nome do ponto de coleta, além da data e horário da coleta. A coleta do material para quantificação dos gêneros das algas foi realizada com o auxílio de frascos de vidro âmbar com capacida-

Figura 3 – Localização da área de estudo e pontos de coletas no Igarapé Grande Boa vista, Roraima



Fonte: Adaptado do Google Mapas/Vista Satélite (2015).

de para 500 mL.

A coleta para identificação das algas foi realizada com o auxílio de uma rede de plâncton com abertura de malha de 60 μm . Em seguida as subamostras foram acondicionadas em garrafas de vidro (âmbar) com capacidade de 500 ml e fixadas imediatamente com solução lugol acético 5%. Após a coleta foram levadas para contagem e identificação no laboratório do PRONAT.

3.2.1 Transporte e acondicionamento das amostras

Após o procedimento de coleta, os frascos foram acondicionados em caixa isotérmica contendo gelo e transportados imediatamente aos laboratórios do PRONAT. No laboratório foram processadas e analisadas quanto à presença de indicadores microbiológicos e dos parâmetros físico-químicos no prazo de máximo de 24 horas.

3.2 Análises microbiológicas

No laboratório as amostras foram analisadas quanto à densidade de bactérias do grupo coliformes totais e termotolerantes, e a quantificação de bactérias heterotróficas. Para a determinação das bactérias do grupo coliformes, foi utilizada a técnica de fermentação em tubos múltiplos associada à tabela de Hoskins (NMP- Número Mais Provável), com cinco diluições e cinco repetições. As amostras de água foram diluídas em solução salina a 0,85% (NaCl – Proquimios). A determinação da densidade de bactérias do grupo coliforme (figura 4) ocorreu em três etapas: teste presuntivo para coliformes, teste confirmativo para coliformes totais e teste confirmativo para coliformes termotolerantes de acordo com APHA, AWWA e WEF (2012).

3.3.1 Teste Presuntivo para coliformes

No teste presuntivo, que determina a possível presença de bactérias do grupo coliformes, as amostras foram inoculadas em Caldo Lactosado (MERCK), de acordo com suas respectivas diluições: em 10 ml no meio duplo (10^1), 1 mL no meio simples, e 1 mL da diluição (1mL da amostra nos 9 mL de solução salina para 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3}). Em seguida, foram incubadas em estufa (BACTER) por um período de até 48h a 35°C , com leitura a cada 24 horas.

Figura 4 – Análise microbiológica: (A) Teste presuntivo positivo, presença de gás no tubo de Durham, (B) Teste Confirmativo positivo para coliformes totais, presença de gás, (C) Teste Confirmativo positivo para coliformes termotolerantes, presença de gás.



3.3.2 Teste Confirmativo para coliformes totais

O teste confirmativo foi realizado em dois processos: um para confirmar a presença de coliformes totais, e outro para confirmar a presença de coliformes termotolerantes. Para coliformes totais foram selecionados todos os tubos do teste presuntivo considerados positivos, pela formação de gás, após 48 horas de incubação, nas cinco diluições. Em seguida foi transferido 1mL de amostra para os tubos de ensaio contendo Caldo Verde Brilhante e Bile 2 % (MERCK) e depois incubados em estufa (BACTER) a 35°C por 48 horas, com leitura a cada 24 horas.

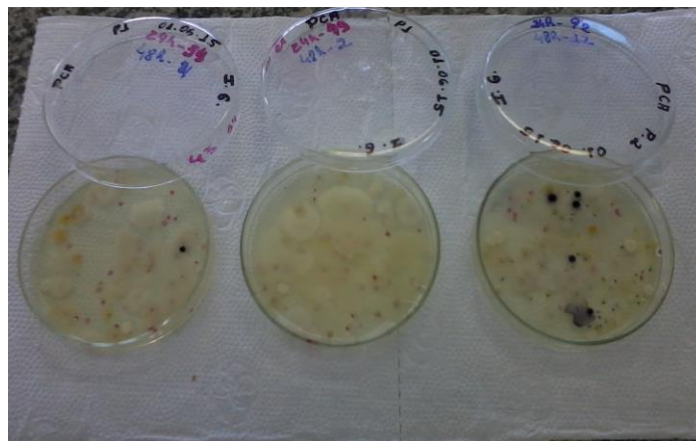
3.3.3 Teste confirmativo para coliformes termotolerantes

Para coliformes termotolerantes, foi transferido 1mL de amostra dos tubos positivos para os tubos de ensaio contendo o Caldo E.C (MERCK). Em seguida incubados em banho-maria (QUIMIS) a 45°C por 24 horas. Todos os dados foram devidamente anotados calculados para posteriores comparações com os valores permitidos pela Resolução CONAMA 357/2005.

3.3.4 Detecção de bactérias heterotróficas

Para a detecção de bactérias heterotróficas foi utilizado o meio de cultura *Plate Count Ágar-PCA* (HIMEDIA). Essa técnica foi realizada com o objetivo de se obter colônias isoladas, e fazer a contagem de colônias em placas (estudo quantitativo), determinando o número de unidades formadoras de colônias (UFC/mL). Foi retirado 0,1mL da amostra, inoculadas em triplicata e incubadas a 35°C por 48h. A leitura foi realizada pela contagem das UFCs a cada intervalo de 24h, e a média das triplicatas anotadas (figura 5).

Figura 5 - Contagem das UFCs, de bactérias heterotróficas em meio PCA, após 48 horas de incubação.



3.4 Quantificação e identificação dos gêneros de algas

Para a contagem das algas foi utilizada a câmara de Utermöhl com 2 mL de altura com o auxílio do microscópio invertido (OPTON) na objetiva com aumento de 40X. A concentração de amostras em câmaras de Utermöhl é a mais recomendada, pois evita perdas e danos dos micro-organismos durante o processo. O resultado da contagem foi submetido a fórmula descrita por Weber (1973). Os procedimentos de contagem e cálculo dos micro-organismos por sedimentação em câmara de Utermöhl estão descritos na APHA, AWWA e WEF (2012). A identificação e enquadramento taxonômico do material foram realizados com auxílio de bibliografia específica (BICUDO; MENEZES, 2006, CARVALHO et al., 2013, FRANCESCHINI et al., 2010, KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 1986, KOMÁREK et al., 2014, SANT'ANA et al., 2006, SANT'ANNA et al., 2012).

3.5 Extração da microcistina e cilindrospermopsina

A extração da microcistina e cilindrospermopsina foi realizada pelo sistema de filtração a vácuo e membranas de borossilicato de 47 mm de diâmetro (SARTORIUS AG). Após a filtração as amostras foram armazenadas em freezer à -80°C, onde permaneceram por pelo menos 12h, em seguida foram submetidas ao processo de liofilização, utilizando-se liofilizador da marca LIOTOP (L101), por 24h, depois armazenadas novamente no freezer à -80°C para posterior extração (CHORUS; BARTRAM, 1999).

3.5.1 Pré-purificação, extração em fase sólida

Para a pré-purificação (extração em fase sólida), o extrato de microcistina obtido foi suspenso em água deionizada, 1 mL de ácido trifluoracético (TFA) e 1 mL metanol á 10% (v/v). Posteriormente foi filtrado em sistema SPE (Applied Separations – EUA) através de cartucho de C18 (Mega Bond Elut C18 Varian), previamente ativado com 10 mL de metanol puro. Em seguida, o cartucho foi lavado com 10 mL de

metanol á 10, 20 e 30% (v/v), e em 3 mL de solução 0,1% de (TFA) em metanol para eluição da microcistina (BRASIL, 2013). Todas as soluções foram recolhidas separadamente e a solução de TFA 0,1% em metanol foi evaporada em evaporador rotativo à temperatura de 40°C e armazenada em geladeira à -18°C.

3.5.2 Detecção e quantificação da microcistina e cilindrospermopsina

As determinações dos teores da microcistina e cilindrospermopsina foram realizadas utilizando-se um sistema CLAE marca SHIMADZU, modelo CBM20A, composto por degaseificador a vácuo (G1322A), bomba binária (G1312A), injetor automático (SIL20A), compartimento de coluna com termostato (G1316A), detector de arranjo de diodos - DAD (LC 10AD) e detector de fluorescência (LC 10FA); sistema cromatográfico acoplado a computador e controlado por meio do Software Chem Station. Contendo como sistema de bombeamento o LC-20AT, coluna cromatográfica de sílica C18 (fase reserva) e fase móvel em regime isocrático com 0,05% acetonitrila em 99,5% água e 0,05% ácido trifluoracético (TFA) em 99,5% acetonitrila. A velocidade do fluxo foi de 1,0 mL/min, volume de injeção 20µL (cilindrospermopsina) e 50µL(microscistina). O forno foi o CTO-20A mantido a 30° e o tempo de corrida foi de 10 minutos. Essa técnica exigiu cuidados na preparação das amostras e a comparação com padrões de microcistina e cilindrospermopsina.

A quantificação da microscistina e da cilindrospermopsina foi realizada por meio de uma curva analítica usando padrões da SIGMA-ALDRICH de concentrações 10 µg/mL em metanol (microcistina) e 10µg/mL em água (cilindrospermopsina), que foram diluídos metanol nas concentrações de 2,5; 5,0; 10; 15; 20; 25; 30; 40 e 50 µL de cianotoxina. As análises foram realizadas no Laboratório de Ecotoxicologia do PRONAT da Universidade federal de Roraima.

3.6 Análises físico-químicas

A determinação da temperatura, do potencial hidrogeniônico (pH), do oxigênio dissolvido (OD) e da condutividade elétrica (CE), foram realizadas em campo com o

aparelho multiparâmetro HI 9828 (HANNA INSTRUMENTS). Os resultados foram registrados em uma planilha. Os demais parâmetros foram determinados nos laboratórios do C-Bio, laboratório de Grãos do Departamento de Química e do PRONAT. As vidrarias utilizadas nas análises foram previamente aferidas e descontaminadas com solução de ácido nítrico 10% (v/v) e permaneceram na estufa por 24 horas a 150°C. Os equipamentos utilizados em campo foram calibrados de acordo com as recomendações do fabricante. Em laboratório foram realizados testes para verificar DBO, nitrogênio (amônia, nitrato e nitrito), fosfato, cloreto e turbidez. Todos esses parâmetros foram comparados de acordo com as determinações da Resolução CONAMA nº 357/2005, para a classificação do corpo hídrico e seu enquadramento.

3.6.1 Demanda bioquímica de oxigênio

A determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foi realizada por meio do método de Winkler, sendo utilizados frascos de DBO como recipientes da amostra. As amostras acondicionadas nos frascos foram incubadas a uma temperatura de 20°C, na ausência de luz, durante 5 dias, visando avaliar a qualidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica. De acordo com a metodologia para DBO, utilizou-se água de diluição aerada por 2h e preparada com cloreto de cálcio, sulfato de magnésio, solução tampão para DBO e cloreto férrico. Enquanto os reagentes usados na determinação foram: solução de sulfato manganoso; azida sódica; ácido sulfúrico concentrado; indicador de amido solúvel e titulante padronizado de tiossulfato de sódio com amido como indicador (APHA; AWWA; WEF, 2012).

3.6.2 Série Nitrogenada

A determinação da série nitrogenada foi realizada por meio do aparelho espectrofotômetro UV/visível, modelo UV/1800 (HACH-HEXIS). Sendo que, para a amônia foi utilizado o comprimento de onda de 640 nm, para o nitrito, o comprimento

de onda de 543 nm, e para o nitrato, o comprimento de onda 415 nm. Seguindo as recomendações da APHA, AWWA e WEF (2012).

3.6.3 Cloretos

A concentração de cloreto das amostras de água foi determinada por meio do método de MORH volumetria de precipitação (APHA; AWWA; WEF, 2012). Para este teste foram utilizados uma solução de cromato de potássio (1 %) como indicador e solução padronizada de nitrato de prata (0,009014 mol/L) e a titulação das amostras seguiu até atingirem a cor esperada (avermelhada ou tijolo discreto).

3.6.4 Fosfato

A determinação do fosfato nas amostras foi realizada por meio do aparelho espectrofotômetro UV/visível, modelo UV/1800 (HACH-HEXIS), utilizando o comprimento de onda de 880 nm (APHA; AWWA; WEF, 2012).

3.6.5 Turbidez

A determinação da turbidez foi realizada no laboratório com o auxílio do turbidímetro modelo AT-2K alfaKit (ATZK), que indica as medidas expressas em unidades nefelométricas de turbidez (NTU).

4 TRATAMENTO DOS DADOS

Os critérios aplicados para o tratamento estatístico ocorreram a partir da análise descritiva, após os cálculos das médias aritméticas das replicatas e desvio padrão. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), com três repetições. Os dados obtidos foram submetidos a análises de variância (ANOVA OneWay/TwoWay), utilizando-se do programa ORIGIN 8.0.

O tratamento dos dados estatísticos foi realizado com auxílio do software Microsoft® Excel 2010, Microsoft Corporation 2010. Para a avaliação dos resultados foi adotado um número de determinações igual a três: estimativa do desvio padrão (s), a variabilidade dentro de cada amostra, bem como a variabilidade que existe entre as médias das amostras (fator F), variabilidades, essas, calculadas entre as amostras do período chuvoso (fator A) e o período seco (fator B). Quanto maior for a estatística de F (razão de F), maior será a variação entre os grupos em relação à variação dentro dos grupos e, conseqüentemente, maior probabilidade de rejeitar a hipótese nula e aceitar a hipótese experimental (FILHO, 1999).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

O monitoramento dos parâmetros limnológicos do Igarapé Grande, localizado em Boa Vista, Roraima, foi realizado de forma bimestral, entre o período de agosto de 2014 a junho de 2015. Foram coletadas 150 amostras de água no Igarapé, sempre pela manhã, com o objetivo de analisar os parâmetros microbiológicos, físico-químicos, a densidade da comunidade fitoplanctônica e as concentrações das cianotoxinas.

5.1 Densidade de coliformes totais e termotolerantes nas amostras de água do Igarapé Grande

Na tabela 1 estão representados os resultados obtidos, nos períodos seco e chuvoso e campanhas realizadas, para coliformes totais e termotolerantes.

Tabela 1 – Densidade de coliformes totais e termotolerantes (NMP/100mL), obtidas de amostras de água do Igarapé Grande, Boa Vista-RR.

Amostras de água	OUTUBRO/ 2014 PERÍODO SECO		DEZEMBRO/ 2014 PERÍODO SECO		FEVEREIRO/ 2015 PERÍODO SECO		AGOSTO/ 2014 PERÍODO CHUVOSO		ABRIL/ 2015 PERÍODO CHUVOSO		JUNHO/ 2015 PERÍODO CHUVOSO	
	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes	Coliformes totais	Coliformes termotolerantes
PONTO 1	11000	1300	24000	200	3300	<1,8	1700	45	6300	4	7000	230
PONTO 2	1700	790	7900	*ND	1700	<1,8	17000	200	4900	<1,8	28000	49
PONTO 3	1400	490	13000	*ND	7900	<1,8	4600	3300	3500	<1,8	35000	330
PONTO 4	1400	940	4900	*ND	3300	<1,8	24000	2400	92000	4100	24000	1300
PONTO 5	22000	7900	220	*ND	220	<1,8	24000	24000	17000	17	35000	35000

*ND (Não detectadas).

As bactérias coliformes são Gran-negativas, de hastes não esporuladas. Este grupo constitui um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*,

Serratia, *Erwinia* e *Enterobactéria*. Um subgrupo do grupo coliformes são as bactérias termotolerantes, que multiplicam-se ativamente entre as temperaturas a 44,5 e 45°C e são capazes de fermentar açúcar. Estas bactérias estão sempre presentes no aparelho intestinal humano e de outros animais homeotérmicos. Sendo eliminadas em grande quantidade pelas fezes. E por isso são excelentes indicadores de contaminação fecal (BRASIL, 2011).

Embora a Resolução CONAMA nº 357/05 não preconize a determinação da densidade de coliformes totais para classificação e enquadramento dos corpos hídricos, fazê-la, foi muito importante para verificarmos o nível trófico do trecho estudado no Igarapé Grande. A densidade de coliformes totais no período seco variou entre 220 NMP/100 mL, no ponto 5 e 24000 NMP/100 mL, no ponto 1. A densidade elevada destes micro-organismos no ponto 5 pode estar relacionada com a situação atual de antropização que o corpo hídrico apresenta.

O ponto 1 encontra-se situado no bairro Joquei Clube, no local percebe-se que a água encontra-se represada e com influência direta da população na degradação do igarapé. Nas margens e dentro do corpo d'água, observa-se a presença de muito lixo, carcaças e maus odores. A densidade elevada de coliformes totais demonstrou contaminação por influência dos solos, vegetais e outras fontes. A presença de bactérias do grupo coliformes na água indica contaminação por material fecal de animais de sangue quente, despejo de esgoto e escoamento de água de solo contaminado (BLUME et al., 2010).

Os pontos 2 (a água apresenta-se represada), 3 (a água encontra-se corrente) e 4 (a água volta a represar) situam-se no bairro Brigadeiro. O local já foi utilizado como lixão da cidade de Boa Vista, e encontra-se no momento, em situação de invasão urbana. Percebe-se no local a presença de muito lixo às margens e dentro do igarapé. Devido à crescente urbanização possivelmente ocorrem despejos de efluentes domésticos no corpo hídrico. A densidade inconstante dos coliformes totais nos pontos estudados indica poluição pontual, isso, pode ser explicado devido os aspectos ambientais verificados em cada ponto. A densidade apresentou elevada, exceto no ponto 5 no período seco (PS), nas campanhas de dezembro de 2014 e fevereiro de 2015.

O ponto 5 situa-se no bairro 13 de Setembro, a água apresenta correnteza, e a situação não é diferente da observada nos outros pontos, quanto a degradação ambiental. Verificou-se no local muita matéria orgânica na água e elevada densidade de macrófitas aquáticas, além, de queimadas na mata próxima ao igarapé. Esse fato demonstra a influência antrópica direta nesse ecossistema. A densidade elevada de coliformes totais neste ponto (Tabela 7), na campanha de outubro de 2014, pode estar relacionada com fortes chuvas atípicas que ocorreram nesse período. As menores densidades detectadas nas campanhas de dezembro de 2014 e fevereiro de 2015 podem estar relacionadas com a diluição da matéria orgânica devido a correnteza apresentada no local e a diminuição do volume de água no PS.

No período chuvoso, verificou-se uma elevada densidade de coliformes totais apresentando a densidade mínima de 1700 NMP/100 mL no ponto 1 e máxima de 92000 NMP/mL no ponto 4. Neste período ocorreram fortes chuvas. E isso, pode ter contribuído com o aporte de matéria orgânica, com o escoamento superficial contendo material fecal para dentro do Igarapé Grande aumentando a contaminação (PEREIRA et al., 2013).

A densidade de coliformes termotolerantes no período seco (tabela 1), apresentou densidade mínima de <1,8 NMP/100 mL (em todos os pontos na campanha de fevereiro), e a máxima de 7900 NMP/100 mL no ponto 5 (campanha de outubro). A campanha de outubro de 2014 apresentou inconstância na densidade das termotolerantes, isso, aponta para poluição pontual. As chuvas atípicas que ocorreram neste período também podem ter contribuído para o escoamento superficial com material fecal. Segundo o Instituto Nacional de Meteorologia-INMET, o Brasil está passando por um momento de neutralidade climática, ou seja, não há influencia dos fenômenos El niño e nem do La niña. E isso, pode explicar a oscilação no clima da região (BRASIL, 2015).

Os pontos 1 e 5 da campanha de outubro de 2014 apresentaram maior densidade de coliformes termotolerantes. No primeiro ponto é válido lembrar que a água encontra-se represada e com influencia antrópica em seu entorno e isso pode ter contribuído para a elevada densidade. Enquanto no quinto ponto a água encontra-se corrente, mas, devido ao volume das chuvas recebeu o carreamento de toda matéria

orgânica dos pontos anteriores. Nos pontos 2 (790 NMP/100 mL) e 4 (940 NMP/100 mL) onde as águas são represadas, apresentaram densidades menores que o primeiro com 1300 NMP/100 mL, provavelmente por causa da diluição da matéria orgânica carregada pelo volume de águas das chuvas. No ponto 3 (490 NMP/100 mL), a densidade foi menor que nos demais, isso pode ser explicado devido ao volume das águas das chuvas que diluíram a matéria orgânica e com a ajuda da correnteza existente no local foi carregada para os próximos pontos.

Na campanha de dezembro não houve a detecção de coliformes termotolerantes, exceto no ponto 1. Na campanha de fevereiro de 2015 obtiveram-se valores mínimos de densidade das termotolerantes $<1,8$ NMP/100 mL em todos os pontos. O fato do declínio da densidade nas campanhas de dezembro e fevereiro, pode ter ocorrido devido a diminuição do volume das águas no local (LOPES, MAGALHÃES-JUNIOR, 2010). Provavelmente a densidade elevada de coliformes totais no mesmo período seja oriunda de outras fontes solo e vegetais contaminados.

No período chuvoso (PC) observou-se que a densidade de coliformes termotolerantes variou entre $<1,8$ (pontos 2 e 3) e de 35000 NMP/100 mL no ponto 5. A elevada densidade na maioria dos pontos pode ser explicada devido a pluviosidade (ANEXO 1), que proporciona o escoamento superficial contendo material fecal para dentro Igarapé aumentando a contaminação (PEREIRA et al., 2013).

A baixa densidade dos coliformes termotolerantes nos pontos 1, 2 e 3 na campanha de abril de 2015 (PC), pode ter ocorrido por causa do grande volume de águas das chuvas que diluíram e carregaram a matéria orgânica. Porém, a densidade no ponto 4 apresentou-se elevada com 4100 NMP/100 mL, devido a abertura inesperada da calha que ocorrera no momento da coleta. Esse fato, aconteceu logo após a coleta da amostra de água no ponto 3 (depois da calha/ETE), nesse momento, a água aumentou seu fluxo apresentando-se escura e com um odor muito forte. Em seguida ao flagrante da abertura da calha/ETE, seguiu-se a coleta no quarto ponto.

No Ponto 5 na mesma campanha de abril de 2015 a densidade dos coliformes termotolerantes apresentou-se baixa com 17 NMP/100 mL, isso pode ter ocorrido devido a distância entre os pontos 4 e 5 (1,15 Km) e as barreiras naturais encontradas no percurso do igarapé, que provavelmente, no momento da realização da coleta de

água no ponto 5, não permitiu a chegada da matéria orgânica liberada nos pontos anteriores (tabela 9). Pode-se perceber que a densidade dos coliformes totais, apresentou-se elevada em todos os pontos tanto no período seco, quanto no chuvoso (tabela 7). Enquanto os valores da densidade obtidos para as termotolerantes no período seco em outubro de 2014, excederam o limite de 200 NMP/100 mL nos pontos 2, 3 e 4 e de 1000 NMP/100 mL nos pontos 1 e 5, para águas doces classe 2, valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. As demais campanhas no mesmo período apresentaram-se abaixo destes limites.

No período chuvoso verificou-se que na campanha realizada em agosto de 2015 a maioria dos pontos excederam o limite permitido pelo CONAMA nº 357/05 para águas doces de classe 1, exceto os pontos 1 e 2. Na campanha de abril de 2015, apenas no ponto 4 apresentou densidade acima do permitido pelo CONAMA nº 357/05 para águas doces de classe 3. Já na campanha de junho de 2015 todos os pontos excederam o limite permitido pela legislação brasileira, exceto o ponto 2. O comportamento dos rios depende muito da sua área de drenagem, especialmente, pela interface biogeoquímica terra-água (WETZEL, 2001). Portanto, a inconstância na densidade das bactérias termotolerantes no período chuvoso, demonstra que a urbanização em torno do corpo hídrico, vem contribuindo com a poluição pontual. Observou-se ainda no ponto 5 no PS, na campanha de outubro de 2015 (momento chuvoso atípico), e no período chuvoso, (agosto e junho de 2015), densidade elevada dos coliformes termotolerantes. Fato que pode ter ocorrido devido as fortes chuvas nestes períodos.

Resultados similares foram encontrados por Santi et al. (2012) em estudo no Igarapé São Francisco, Rio Branco-Acre. Os autores verificaram que a densidade de coliformes termotolerantes, nos períodos chuvoso e seco no ano de 2009, excedeu o limite permitido pelo CONAMA para águas doces de classe 1. Outros resultados similares foram encontrados por Vieira et al. (2013); Siqueira; Aprile; Miguéis (2012) e Zan et al. (2012), em estudos em rios da região amazônica. Os autores observaram que a densidade das termotolerantes apresentaram-se maiores do que o valor previsto na Resolução CONAMA nº 357/2005.

Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 1, 2 e 3), o valor do F (0,69194) calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. Logo, as médias das densidades para os coliformes totais não apresentaram variação significativa entre os períodos estudados (PC e PS).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece limites para o número de coliformes totais presentes na água bruta. Isso porque, o uso de coliformes termotolerantes como indicador de poluição sanitária mostra-se mais significativo. A determinação da densidade dos coliformes termotolerantes indica a possibilidade da presença de micro-organismos patogênicos que são responsáveis pela transmissão de várias doenças por veiculação hídrica (BRASIL, 2011).

Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 4, 5 e 6), o valor do F calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. Logo, as médias das densidades para os coliformes termotolerantes entre os períodos seco e chuvoso não apresentaram variação significativa entre os períodos estudados.

5. 2 Determinação da densidade das bactérias heterotróficas

Os resultados apresentados na tabela 2 indicam que em todos os pontos, em ambos os períodos (PS e PC), foi detectada alta densidade de bactérias heterotróficas. Exceto no ponto 4 (dezembro de 2014) e no mês de fevereiro de 2015 (PS), que apresentou em todos os pontos a densidade das bactérias menor de 500 Unidades Formadoras de Colônias (UFC/mL). Isso demonstra o quanto esse corpo hídrico está eutrofizado, provavelmente devido à contaminação do solo da região, já que esta área, antes era utilizada com lixão. Ribeiro (2004) analisou as águas de igarapés localizados em Belém do Pará e obteve resultados com elevadas concentrações de bactérias heterotróficas, o que chamou a atenção dos órgãos competentes para o monitoramento das águas desses igarapés. Pois estes ambientes aquáticos fornecem condições para o desenvolvimento de bactérias patogênicas.

Para o Ministério da Saúde é preocupante quando a contagem dessas bactérias excede o limite de 500 UFC/mL (BRASIL, 2011). A densidade elevada desses micro-organismos pode causar o surgimento de doenças por veiculação

hídrica que atingem, principalmente, crianças e idosos (DOMINGUES et al., 2007). A determinação da contagem de bactérias heterotróficas é utilizada para o monitoramento da eficiência dos processos de tratamento de água potável e verificação de mudanças indesejáveis (BRASIL, 2013).

Tabela 2- Densidade das bactérias heterotróficas obtidas de amostras de água do Igarapé Grande, Boa Vista-RR.

PERÍODO SECO					
CAMPANHAS	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO 5
OUTUBRO/2014	990	1030	1160	1340	1760
DEZEMBRO/2014	1340	540	820	320	1460
FEVEREIRO/2015	160	130	230	120	200
PERÍODO CHUVOSO					
CAMPANHAS	PONTO 1	PONTO 2	PONTO 3	PONTO 4	PONTO 5
AGOSTO/2014	1870	2080	1660	1560	2150
ABRIL/2015	760	1260	1630	*incont.	1860
JUNHO/2015	550	890	840	890	890

LEGENDA: *incont. (incontáveis)

A contagem dessas bactérias pode fornecer uma indicação geral sobre a qualidade microbiológica da água. Estes micro-organismos são excelentes indicadores da qualidade da água para consumo humano (NASCIMENTO; ARAÚJO, 2013). No período chuvoso, verificou-se uma alta densidade de bactérias heterotróficas. Apresentando densidade máxima de 2150 UFC/mL e mínima de 550 UFC/mL. As chuvas podem ter contribuído com a adição de nutrientes por escoamento superficial para dentro do Igarapé Grande favorecendo o crescimento de bactérias (BORGES; BERTOLIN, 2002).

No período seco também foi possível observar-se elevada contagem de bactérias heterotróficas. A densidade máxima neste período foi de 1760 UFC/mL no ponto 5 (outubro de 2014) e a mínima foi de 120 UFC/mL no ponto 4 (fevereiro de 2015). Essa baixa densidade, pode estar relacionada com a diluição da matéria orgânica e a diminuição do volume de águas no corpo hídrico.

Resultados semelhantes foram encontrados por Bezuidenhout et al. (2002) que estudaram a avaliação microbiológica do Rio Mhlathuze, KwaZulu-Natal (RSA). Os autores constataram a presença elevada, entre 105 a 3529 UFC/ ml de bactérias heterotróficas, na água do rio. Esse fato é preocupante, pois esses micro-organismos são considerados oportunistas e podem afetar a saúde de pessoas imunodeprimidas.

Sousa (2007) avaliou a qualidade da água das diferentes fontes de abastecimento e a sua influência na saúde dos povos indígenas Yanomami que habitam as regiões Toototobi, Balawaú, Demini, Paapiú e dos povos Wapishana da Maloca da Malacacheta, visando fornecer informações relevantes sobre a saúde dos povos indígenas para a tomada de possíveis medidas mitigadoras. A autora constatou a presença de bactérias patogênicas nas águas de abastecimento destas populações. Este fato é preocupante, pois as comunidades consomem água de poços e igarapés. O estudo realizado pela autora revelou que a contaminação das águas ocorre devido à falta de melhores condições sanitárias nas comunidades indígenas.

O limite para bactérias heterotróficas não está preconizado na Resolução CONAMA nº 357/2005, mas atentando-se ao fato de que estas bactérias são agentes transmissores de certas doenças relacionadas ao consumo de águas contaminadas, se faz necessária a contagem destes micro-organismos nas águas. Já que sua presença indica a possibilidade de agentes patogênicos e características gerais da qualidade da água analisada.

Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 7, 8 e 9), o valor do F calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. Ao nível de 0,05, a densidade de bactérias heterotróficas não são significativamente diferentes.

5. 3 Densidade das algas fitoplanctônicas

As algas fitoplanctônicas foram identificadas e distribuídas em cinco filos, seis classes, 10 ordens, 14 famílias e 20 gêneros. Dentre os filos encontrados estão Chlorophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta, Heterokontophyta e Cyanophyta. O filo mais rico foi Cyanophyta com sete gêneros, o segundo Chlorophyta com seis gêneros e Euglenophyta com quatro gêneros; os filos Bacillariophyta e Heterokontophyta,

foram representados por apenas um gênero cada. Os resultados obtidos da identificação das algas encontradas nas amostras do Igarapé Grande estão listados na figura 6 abaixo:

Figura 6 - identificação das algas encontradas nas amostras de águas do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima

Filo	Classe	Ordem	Família	Gênero
Chlorophyta	Clorophyceae	Clamydomonadales	Volvocaceae	<i>Eudorina</i>
			Desmidiaceae	<i>Micrasteria</i>
	Zygnemaphyceae	Desmidiales	Closteriaceae	<i>Closterium</i>
			Zygnemathales	Zygnemataceae
		<i>Mougeotia</i>		
	Trebouxiphyceae	Chlorellales	Chlorellaceae	<i>Chlosteriopsis</i>
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Euglena</i>
				<i>Phacus</i>
				<i>Trachelomonas</i>
				<i>Lepocincles</i>
Bacilariophyta	Bacillariophyceae	Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia</i>
Heterokontophyta		Naviculales	Pinnulariaceae	<i>Pinnularia</i>
Cyanophyta	Cyanophyceae	Nostocales	Nostocaceae	<i>Nostocales</i>
		Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i>
			Phormidiaceae	<i>Planktothrix</i>
			Pseudanabenaceae	<i>Geitlerinema</i>
				<i>Pseudanabaena</i>
				<i>Limnothrix</i>
		Phormidiaceae	<i>Phormidium</i>	
Stigonematales	Mastigocladaceae	<i>Hapalosiphon</i>		

Na tabela 3 pode-se observar a densidade dos gêneros nos período seco (PS) e chuvoso (PC). O gênero *Spirogyra* foi o que apresentou a menor densidade, enquanto, *Pseudanabaena* apresentou a maior. Os dados que permitiram a elaboração da tabela encontram-se nos apêndices 23, 24, 25, 26, 27 e 28.

O crescimento das algas depende do elemento fósforo, que é indispensável para seu desenvolvimento. Esse nutriente faz parte da composição de importantes

compostos celulares diretamente ligados ao armazenamento de energia celular. O fosfato além de participar da composição da membrana celular por meio dos fosfolipídios, na maioria das águas continentais é o principal fator limitante de sua produtividade. O aporte desse nutriente em ambientes aquáticos os tornam bem favoráveis ao crescimento de algas (ESTEVES, 2011).

Tabela 3 – Densidade das algas fitoplanctônicas obtidas, nos períodos chuvoso (PC) e seco (PS), das amostras do Igarapé Grande, Boa Vista, RR

TAXONS	PC	PS	TOTAL
<i>Euglena</i>	64	982	1046
<i>Lepocincles</i>	184	77	261
<i>Phacus</i>	429	506	935
<i>Trachelomonas</i>	73	77	150
<i>Eunotia</i>	78	276	354
<i>Vischeria</i>	36	50	86
<i>Pinnularia</i>	4182	2931	7113
<i>Closterium</i>	10	26	616
<i>Mougetia</i>	381	535	916
<i>Closteriopsis</i>	90	13	103
<i>Geitlerinema</i>	386	785	1171
<i>Oscillatoria</i>	709	1669	2,378
<i>Nostocales</i>	216	808	1024
<i>Planktothrix</i>	433	424	857
<i>Hapalosiphon</i>	22	71	93
<i>Pseudanabaena</i>	13000	29463	42464
<i>Phormidium</i>	142	32	174
<i>Limnothrix</i>	35	221	256
<i>Eudorina</i>	20	---	20
<i>Spirogyra</i>	---	13	13

As algas fitoplanctônicas respondem rapidamente às alterações ambientais decorrentes da interferência antrópica ou natural. Logo, são organismos indicadores do estado trófico, podendo ainda ser utilizada como indicador de poluição por substâncias tóxicas em água (BRASIL, 2009).

O estudo quantitativo das algas fitoplanctônicas é de fundamental importância quando se procura encontrar um padrão de influência sazonal ou de interferência antrópica (CALIJURI, 2006; ZAM et al., 2012). A grande maioria dos gêneros de cianobactérias é de água doce, podendo ser planctônicas ou perifíticas. Ambientes que recebem aporte elevado de nutrientes, por meio de esgotos, indústrias e fertilizantes, tornam-se eutrofizados, favorecendo um acentuado crescimento de algas, principalmente as cianobactérias (ESTEVES, 2011; SANT'ANNA, 2006). Os dados quantitativos de fitoplâncton estão apresentados nas tabelas 4, 5, 6, 7 e 8.

Tabela 4 - Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 1 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima

Táxons	Densidade total					
	PS ₁	PS ₂	PS ₃	PC ₁	PC ₂	PC ₃
Euglenophyta	23	19	176	66	159	21
Bacillariophyta	0	0	9	0	0	0
Heterocontophyta	487	37	1002	1352	270	73
Chlorophyta	116	0	121	53	28	42
Cyanophyta	2832	2225	1095	381	961	1129
TOTAL	3459	2281	2404	1851	1417	1265

Nos períodos chuvoso e seco as Cyanophyta prevaleceram, enquanto as Bacillariophyta foram as menos frequentes.

Tabela 5 - Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 2 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima

Táxons	Densidade total					
	PS ₁	PS ₂	PS ₃	PC ₁	PC ₂	PC ₃
Euglenophyta	29	35	604	65	24	15
Bacillariophyta	0	0	15	11	0	0
Heterocontophyta	263	157	0	563	192	122
Chlorophyta	204	0	62	0	120	31
Cyanophyta	3534	2407	2014	1408	4090	1699
TOTAL	4030	2599	2695	2046	4427	1868

Nos períodos chuvoso e seco as Cyanophyta prevaleceram, enquanto as Bacillariophyta foram as menos frequentes.

Tabela 6 - Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 3 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima

Táxons	Densidade total					
	PS ₁	PS ₂	PS ₃	PC ₁	PC ₂	PC ₃
Euglenophyta	0	0	26	407	0	7
Bacillariophyta	43	0	66	14	36	0
Heterocontophyta	43	32	159	1728	286	65
Chlorophyta	11	32	13	155	18	29
Cyanophyta	1200	4740	1535	1630	2822	820
TOTAL	1297	4805	1799	3934	3162	921

Nos períodos chuvoso e seco as Cyanophyta prevaleceram, enquanto as Euglenophyta apresentaram-se menos frequentes no PS.

Tabela 7 - Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 4 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima

Táxons	Densidade total					
	PS ₁	PS ₂	PS ₃	PC ₁	PC ₂	PC ₃
Euglenophyta	0	48	243	8	32	26
Bacillariophyta	26	0	0	8	0	0
Heterocontophyta	503	286	13	84	207	105
Chlorophyta	26	0	0	17	0	13
Cyanophyta	3044	3097	1645	996	1908	1490
TOTAL	3600	3430	1901	1114	2146	1634

Nos períodos chuvoso e seco as Cyanophyta prevaleceram, enquanto as Bacillariophyta apresentaram-se menos frequentes nos PS e PC.

Em todos os pontos (PS e PC), pode-se observar elevada densidade das Cyanophyta. O gênero com maior predominância foi *Pseudanabaena* (tabela 3). Este gênero é representado por mais de 30 espécies, das quais a maioria é cosmopolita ou

subcosmopolita e planctônicas, ticoplanctônicas, metafíticas ou perifíticas. Estão presentes em águas oligotróficas, mesotróficas e em água até levemente eutrofizadas. Portanto, a dominância das Cyanophyta, utilizadas como indicadores de ambientes eutrofizados, está relacionada com teores de condutividade e nutrientes no Igarapé, e essas características refletem diretamente a instabilidade da qualidade da água (FRANCESCHINI et al., 2010).

Tabela 8 - Densidade total (org/mL) de algas obtidas das amostras de água do ponto 5 do Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima

Táxons	Densidade total					
	PS ₁	PS ₂	PS ₃	PC ₁	PC ₂	PC ₃
Euglenophyta	0	0	26	9	0	29
Bacillariophyta	15	0	13	0	9	0
Heterocontophyta	45	13	653	60	738	69
Chlorophyta	0	0	39	0	9	49
Cyanophyta	1593	649	1398	1029	969	1155
TOTAL	1652	661	2130	1097	1725	1302

Nos períodos chuvoso e seco as Cyanophyta prevaleceram, enquanto as Euglenophyta foram menos frequentes.

Bacillariophyta foram as que apresentaram menor densidade em ambos os períodos. Com a predominância do gênero *Eunotia*. Estas algas representam um padrão dos ambientes oligotróficos de águas claras ou pretas oriundas de rios que permeiam florestas. Essa alga é excelente indicador de águas ácidas, oligotróficas, ricas em oxigênio e pobres em compostos orgânicos nitrogenados. No entanto algumas espécies não exigem tais condições e habitam outros tipos de águas (BICUDO; MENEZES, 2006; TALGATTI; GARCIA; SCHEFFER, 2007).

Resultados diferentes aos encontrados no Igarapé Grande, foram apresentados no estudo realizado por Zan et al. (2012), sobre a qualidade das águas superficiais do rio Jamari em Rondônia, Amazônia Ocidental. Bacillariophyta representado pelo gênero *Eunotia* apresentou a maior densidade. Enquanto Euglenophyta e Cyanophyta a menor densidade. Isso indica diretamente o estado

trófico do corpo d'água, que de acordo com o autor supracitado apresentou-se oligotrófico.

Silva (2008) encontrou resultados diferentes no que tange a comunidade fitoplanctônica nos lagos dos Reis e Caracaranã em Roraima. Os lagos se apresentaram estado oligotrófico. A comunidade fitoplanctônica esteve representada por 60 táxons, distribuídos entre Cyanophyta (6,7%), Chlorophyta (70%), Euglenófitas (1,7%), Bacillariophyta (18,3%), Dinophyta (1,7%) e Cryptophyta (1,7%). Diferenças foram verificadas quanto à contribuição dos táxons. No lago Caracaranã, as Chlorophyta foram mais importantes, representando 42% da densidade total, enquanto no lago dos Reis, foram as Bacillariophytas com 34% da densidade total.

A presença de algumas espécies de algas em altas densidades pode comprometer a qualidade das águas. Deve-se dedicar atenção especial para as Cianobactérias, pois algumas espécies são potencialmente tóxicas. A ocorrência desses organismos tem sido relacionada a eventos de mortandade de animais e com danos à saúde humana (CHORUS; BARTRAM, 1999). A Resolução CONAMA nº 357/2005, determina o limite de 20.000 cel/mL, para águas doces classe 1.

Pode-se perceber ao longo do estudo que no entorno do Igarapé, há ocorrências de muitas macrófitas aquáticas. Essas plantas se desenvolvem em ambientes ricos em nutrientes. Esse fato pode estar contribuindo com a retirada dos nutrientes da água. De acordo com os resultados obtidos nas amostras analisadas, as densidades das cyanophyta não ultrapassaram o limite máximo de 20.000 cel/mL para águas doces classe 1. Perante esses resultados, o corpo hídrico apresenta um estado trófico intermediário entre as situações de baixo teor em nutrientes e de grande enriquecimento. Logo, pode ser caracterizado como mesotrófico (ESTEVES, 2011, POMPEO; CARLOS, 2003). De acordo com o teste ANOVA (APÊNDICE 10) não ocorreu diferenças significativas entre a densidade das algas nos cinco pontos de coleta.

5.4 Teor de microcistina e de cilindrospermopsina nas amostras de água do Igarapé Grande.

As determinações das espécies de interesse ocorreram através da comparação entre o cromatograma do padrão e das amostras. Apesar da literatura recomendar os tempos de retenção de 25 min para a microcistina e 7,5 min para a cilindropermopsina, os tempos de retenção de 3,5 min e 7,5 foram os escolhidos para identificação das espécies de interesse, respectivamente, por apresentarem picos bem definidos e uma boa separação no cromatograma do padrão e no cromatograma da amostra. Para a confirmação da espécie de interesse, utilizaram-se os espectros de absorção na região do UV-VIS nos comprimentos de 265 nm para identificação da microcistina e 238 nm para a identificação da cilindropermopsina. A determinação da proporção entre as fases móveis (acetonitrila e água + TFA 0,1 %) foi testada com uma variação gradativa de acetonitrila de 0,05% até 99,5%, onde a mistura de 65,5 % de acetonitrila demonstrou ser a mais eficiente para a separação dos constituintes nas amostras testadas, pois permitiu a separação da microcistina e cilindropermopsina em um curto intervalo de tempo, 10 minutos. Definida essa variação gradativa, foram realizados os ensaios de validação do método. Verificou-se a linearidade, o limite de detecção e de quantificação, o intervalo, o fator de recuperação e a precisão, repetitividade, como características de desempenho do método.

No estudo de linearidade confeccionou-se o gráfico de correlação entre a área do pico cromatográfico e as concentrações de microcistina e cilindropermopsina, obtendo-se as equações (figura 7) das retas de $Y = 144,91x + 1365,5$ com coeficiente de determinação (r^2) igual a 0,9927 (microcistina), e a equação (figura 8) $Y = 23152x + 371261$ com o coeficiente de determinação (r^2) igual a 0,977 (cilindropermopsina). O coeficiente de correlação linear (r) estando acima de 0,95, Logo, está atendendo aos requisitos de linearidade exigidos pela ANVISA e INMETRO.

Foi realizado o cálculo do limite de detecção e quantificação de microcistina-LR de modo a estabelecer o intervalo de trabalho ou quantificação do método. Desse modo observou-se que o método tem capacidade de indicar a presença da toxina a partir da concentração de 0,36 $\mu\text{g MC-LR mL}$ e o valor máximo de quantificação é

igual a 0,95 µg MC-LR mL e o LD da clindrospermopsina foi de 0,0000001 CYL/mL e o máximo foi de 0,000005.

Figura 7 – Curva de calibração da microcistina-LR

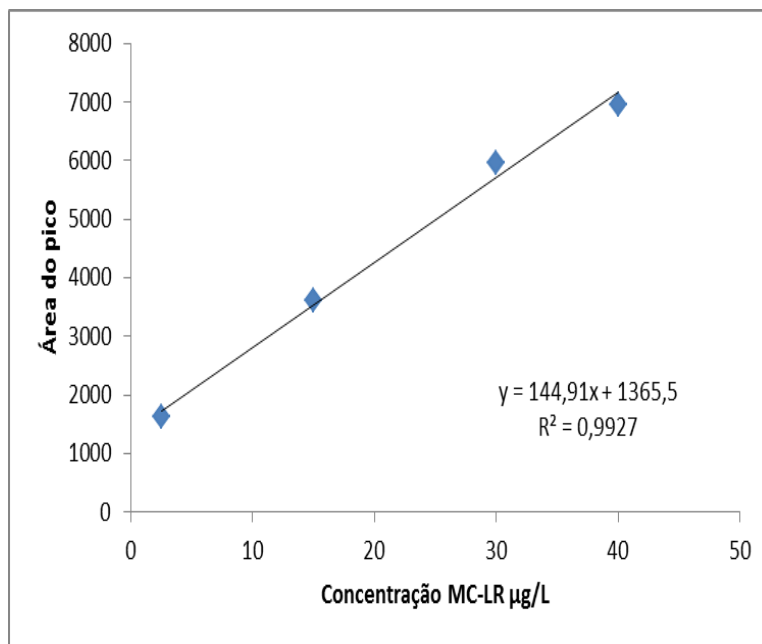
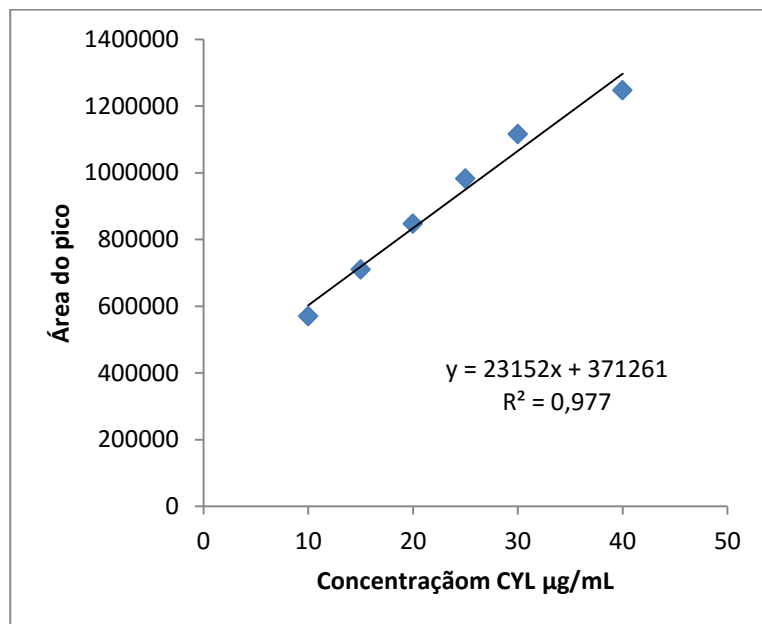


Figura 8 – Curva de calibração da cilindrospermopsina



Portanto o método é capaz de quantificar o analito na concentração de 1,0 µg.L, valor limite de microcistina-LR em água para consumo humano segundo Portaria do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) e World Health Organization (WHO, 1998). De acordo com o teste ANOVA não ocorreu diferenças significativas entre a teores da microcistina e cilindropermopsina nos cinco pontos de coleta.

5. 5 Parâmetros físico-químicos da água nas amostras de água no Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima.

Na tabela 26 estão representadas as médias das variáveis físico-químicas obtidas das amostras de água do Igarapé Grande.

Tabela 9 - Determinação das variáveis físico-químicas das amostras de água obtidas no Igarapé Grande

MÉDIAS DAS VARIÁVEIS DO PERÍODO CHUVOSO (PC) E PERÍODO SECO (PS)										
VARIÁVEIS	PONTO 1		PONTO 2		PONTO 3		PONTOS 4		PONTO 5	
	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS	PC	PS
T°C	26,6	26,6	27,2	27,9	27,1	27,9	27,1	27,9	27,1	27,5
OD (mg/L)	1,6	1,4	1,3	2,0	2,1	2,0	1,9	2,5	1,8	1,8
pH	5,9	6,1	5,7	5,1	6,0	5,8	5,9	5,6	6,1	6,1
CE (µS/cm)	41	43	122	115	92	110	94	111	115	105
DBO ₅₋₂₀ (mg/L)	31,4	26,7	39,9	25,2	31,8	22,8	31,9	24,6	33,9	27,6
AMÔNIA (mg/L)	1,65	2,0	1,7	2,0	1,7	2,0	1,8	2,0	1,8	2,0
NITRATO (mg/L)	0,7	0,8	0,7	0,8	0,7	0,8	0,7	0,8	0,7	0,8
NITRITO (mg/L)	0,002	0,001	0,0003	0,002	0,0003	0,001	0,001	0,002	0,004	0,001
CLORETO (mg/L)	37,9	55	59,8	68,9	52,5	67,9	47,1	68,1	47,7	66,6
FOSFATO (mg/L)	0,11	1,9	0,12	2,4	0,11	2,15	0,11	2,15	0,44	3,5
TURBIDEZ (UNT)	7,9	10,6	9,4	8,7	8,0	8,5	10,96	5,97	10,2	4,9

Os dados apresentados na tabela 10 sobre a variação espaço-temporal dos parâmetros físico-químicos das amostras de água do Igarapé Grande serão discutidos a seguir.

5. 5.1 Temperatura

A Temperatura da água pode variar devido a fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade do corpo de água e, conforme Macêdo (2005), os sistemas aquáticos são adaptados a pequenas variações que dependem da insolação e de ações antrópicas. Os valores médios e desvio padrão de temperatura foram registrados no período seco e chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 12), o valor do F (0,21927) calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não ocorreu diferenças significativas entre a temperatura nos cinco pontos de coleta.

5. 5.2 Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido (OD) caracteriza o grau de circulação de ar na água, considerado por Macêdo (2005) excelente indicativo da qualidade das águas superficiais. De acordo com as análises estatísticas não houve diferenças significativas na concentração de O_2 nos períodos seco e chuvoso. Nessa análise, a concentração de OD apresentou médias entre 1,32 a 2,08 no período chuvoso e, 1,82 a 2,65 no período seco, demonstrando que a Demanda Bioquímica de Oxigênio, nos dois períodos, é elevada. Diante disso, podemos confirmar que, em período de seca, os níveis de OD estão bastante reduzidos e com o aumento do volume das chuvas ocorreu leve aumento da concentração de OD durante o período chuvoso, como afirma Pereira et al. (2013). Os valores médios e desvio padrão de Oxigênio Dissolvido foram registrados no período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 13), o valor do F (3) calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não ocorreu diferenças significativas entre o oxigênio dissolvido nos cinco pontos de coleta.

5. 5.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

As águas dos rios amazônicos apresentam-se ácidas, variando de 3,80 a 4,90. O fato dos corpos hídricos da Amazônia apresentarem o pH ácido não implica, necessariamente, em poluição, isso se deve as características geológicas do bioma. A Resolução CONAMA nº 357/05 estabelece o limite do pH entre 6.0 e 9.0. O corpo hídrico nestas condições de pH, oferece condições ideais para o desenvolvimento dos organismos. Logo, os seres aquáticos que habitam as águas amazônicas estão adaptados as águas com características ácidas. O pH das amostras verificadas nos períodos seco e chuvoso apresentaram-se ácidos com valores entre 5.1 e 6.1. Este parâmetro pode estar relacionado, principalmente, ao aporte de matérias orgânicas (formando ácidos húmicos e fúlvicos) gerados na transformação de resíduos vegetais, como restos de galhos e folhas nos PC e às atividades biológicas, fotossíntese e respiração no PS (ESTEVES, 2011). Os valores médios e desvio padrão do Potencial Hidrogeniônico (pH) foram registrados no período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 14), o valor do F (0,12493) calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não houve diferenças significativas do pH nos cinco pontos analisados nos períodos de seca e chuvoso.

5. 5.4 Condutividade elétrica (CE)

A condutividade elétrica da água representa a condução de eletricidade na coluna d'água. As concentrações dos compostos orgânicos e inorgânicos na água contribuem para o aumento ou diminuição da condutividade elétrica. A temperatura é um fator importante para correta aferição da CE (SOUZA, 2012). A Resolução CONAMA nº 357/05 não limita a concentração da CE, porém, sua determinação é importante para indicar a poluição urbana. Os valores obtidos da análise da água do rio variaram entre 41 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 122 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os resultados obtidos nas campanhas no PC (115 e 122 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e PS (105, 110, 111 e 115 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ultrapassaram de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valor estabelecido pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, exceto, nos pontos 1 (PC E PS) e 4 (PC). Esse fato aponta para uma poluição pontual. Os valores médios e desvio padrão da condutividade elétrica (CE) foram registrados no

período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 15), o valor do F (0,008504) calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não houve diferenças significativas da CE nos cinco pontos analisados nos períodos de seca e chuvoso.

5.5.5 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO está relacionada com a quantidade de oxigênio consumida pela respiração aeróbia e na oxidação da matéria orgânica e dos nutrientes no ecossistema. Este parâmetro constitui um elemento de fundamental importância em todo estudo das condições ecológicas dos corpos d'água (EMBRAPA, 2011). Segundo a Agência Nacional de Águas, os rios amazônicos são ricos em matéria orgânica e substâncias húmicas (BRASIL, 2011). O teor elevado de matéria orgânica pode causar a completa extinção do oxigênio na água, provocando interferências nas formas de vida aquática (BRASIL, 2011). A DBO em ambos os períodos ultrapassou o limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05 que determina até 10 mg/L para águas doces classe 3. O elevado teor da DBO indica aporte elevado de matéria orgânica no rio. Esse fato pode estar relacionado com a poluição do solo e despejos de esgoto clandestino no corpo hídrico. Os valores médios e desvio padrão da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foram registrados no período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 16), o valor do F(0,14633) calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não houve diferenças significativas para o teor da DBO nos cinco pontos analisados nos períodos de seca e chuvoso.

5.5.6 Amônia (NH₃)

Segundo Esteves (2011) a amônia encontra-se naturalmente nos corpos d'água como produto da degradação de compostos orgânicos e inorgânicos do solo e da água, resultado da excreção da biota, redução do nitrogênio gasoso da água por micro-organismos ou por trocas gasosas com a atmosfera. A amônia é, também,

constituente comum no esgoto sanitário, resultado direto de descargas de efluentes domésticos e industriais, da hidrólise da ureia e da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados. A Resolução CONAMA nº 357/05 limita 3,7 mg/L do nitrogênio amoniacal total para águas doces com $\text{pH} \leq 7,5$. O teor de amônia elevado na água indica que houve o despejo recente de efluentes no ambiente aquático. Nas amostras de águas obtidas do Igarapé Grande os teores de amônia variaram entre de 1,7 mg/L no PC a 2,0 mg/L no PS. Os valores apresentados não ultrapassaram o limite estabelecido pelo CONAMA. O baixo teor de amônia na água do Igarapé pode estar relacionado com a elevada densidade de macrófitas aquáticas (filtradoras naturais), que foram frequentemente encontradas nos locais de coletas. Os valores médios e desvio padrão da Amônia (NH_3) foram registrados no período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APENDICE 17), o valor do F (0,08757) calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não houve diferenças significativas para o teores de amônia nos 5 pontos analisados nos períodos de seca e chuvoso.

5.5.7 Nitrato (NO_3^-)

O escoamento que ocorre de terras agrícolas para os corpos hídricos são consideradas importantes fontes de nitrato, além, da oxidação do nitrogênio para nitrato presente na matéria orgânica decomposta no solo devido a aeração e a umidade. Os teores de nitrato superiores a 5 mg/L indicam que as condições sanitárias encontram-se inadequadas, pois a principal fonte de nitrogênio/nitrato são os dejetos humanos e animais (BRASIL, 2011). A Resolução CONAMA nº 357/05 limita 10 mg/L de nitrato para águas doces. Nas amostras do Igarapé Grande os valores encontrados do teor do nitrato variou entre 0,7 mg/L no PC a 0,8 mg/L no PS. Os teores do nitrato encontrados estão em conformidade com CONAMA. O baixo teor de nitrato pode estar relacionado com a competição por nutrientes entra as macrófitas e os outros organismos aquáticos. Os valores médios e desvio padrão do Nitrato foram registrados no período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 18), o valor do F(0,22694) calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não houve

diferenças significativas para os teores do nitrato nos cinco pontos analisados nos períodos de seca e chuvoso.

5.5.8 Nitrito (NO_2^-)

O nitrito é uma substância importante para manutenção da vida dos seres vivos. Mas, quando seu teor encontra-se acima do limite do metabolismo biológico, ele torna-se um contaminante (PESSÔA-NETO; KORN, 2006). A Resolução CONAMA nº 357/05 estabelece que o teor máximo de nitrito é 1,0 mg/L para águas doces. Nas amostras observou-se que o teor de nitrito esteve entre 0,001 mg/L a 0,004 mg/L, esses valores encontram-se abaixo do limite máximo permitido. Verificando-se os valores da amônia e do nitrato, logo, o nitrito apresentou valores mínimos, já que o mesmo representa o último estágio de degradação dos agentes nitrogenados. Os valores médios e desvio padrão do Nitrito (NO_2^-) foram registrados no período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 19), o valor do $F(0,02174)$ calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não houve diferenças significativas para os teores do nitrito nos cinco pontos analisados nos períodos de seca e chuvoso.

5.5.9 Cloretos (Cl^-)

Os cloretos estão presentes em todas as águas naturais, em concentrações variáveis. A determinação da concentração de cloretos fornece informações sobre a qualidade da água (MACÊDO, 2005). A Resolução CONAMA nº 357/05 limita 250 mg/L de Cl^- para águas doces. Os valores encontrados de cloretos estão entre 37 mg/L (PC) e 68,9 (PS). Os teores de Cl^- nas amostras do igarapé estão nas conformidades do CONAMA. O baixo teor de cloreto na água pode estar relacionado com a diluição da substância na água e o carreamento pela correnteza. Os valores médios e desvio padrão de cloretos (Cl^-) foram registrados no período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 20), o valor do $F(0,46149)$ calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De

acordo com o teste ANOVA não houve diferenças significativas para os teores dos cloretos nos cinco pontos analisados nos períodos de seca e chuvoso.

5.5.10 Fosfato (PO_4^{3-})

As concentrações de fosfato em ambientes aquáticos continentais geralmente apresentam-se baixas e suas fontes podem ser de forma natural e artificial. As principais fontes de fosfato nos ecossistemas aquáticos são as rochas da bacia de drenagem. De outro modo o aporte de fosfato no corpo d'água pode ocorrer pelo material particulado da atmosfera e decomposição de organismos de origem alóctone, escoamento superficial das águas das chuvas, além, das atividades antrópicas (ESTEVEES, 2011). A Resolução CONAMA nº 357/05 limita o teor de fósforo total de 0,15 mg/L.

Os valores encontrados nas amostras de água do Igarapé Grande no período seco (1,9; 2,4; 2,15; 2,15 e 3,5 mg/L) e no período chuvoso (0,11; 0,12; 0,11; 0,11 e 0,44 mg/L), esses resultados inconstantes indicam poluição pontual por efluentes domésticos no corpo hídrico todos os valores detectados no PS estão acima do limite permitido, enquanto os valores no PS apenas o ponto 5 se mostrou acima do limite. Os valores médios e desvio padrão do Fosfato (PO_4^{3-}) foram registrados no período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 21), o valor do $F(0,53653)$ calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não houve diferenças significativas para os teores do fosfato nos cinco pontos analisados nos períodos de seca e chuvoso.

5.5.11 Turbidez (UNT)

O carreamento de sólidos pode ocasionar a degradação da qualidade da água, devido às partículas em suspensão. Isso pode comprometer os usos para o consumo humano, atividade industrial, agrícola e recreação. Pode ainda impedir a penetração da luz e calor, reduzindo a atividade fotossintetizante que é fundamental para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (ESTEVEES, 2011).

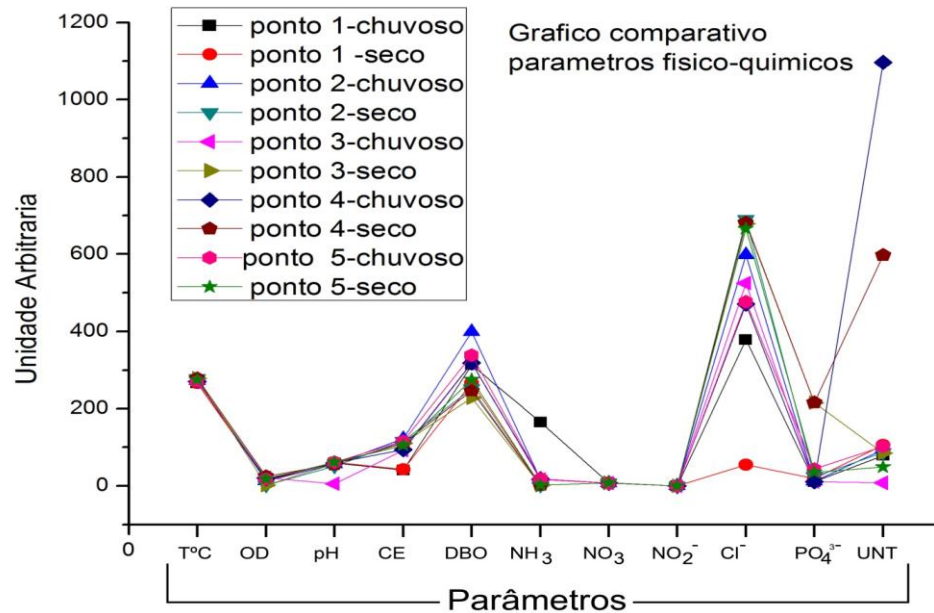
A Resolução CONAMA nº 357/05 determina para águas doces o limite de 40 UNT para águas classe 1. Os valores obtidos da turbidez nas amostras do igarapé apresentaram valores entre PC (7,9; 9,4; 8,0; 10,96; 10,2 UNT) e no PS (10,6; 8,7; 8,5; 5,97 e 4,9 UNT). Os resultados encontrados estão em conformidade com o limite permitido pelo CONAMA. Os valores médios e desvio padrão de Turbidez (UNT) foram registrados no período seco e no período chuvoso. Segundo o teste de ANOVA (APÊNDICE 22), o valor do F calculado foi menor do que o F crítico a 0,05 de probabilidade a 95% de confiança. De acordo com o teste ANOVA não houve diferenças significativas para o a turbidez nos cinco pontos analisados nos períodos de seca e chuvoso.

Ao se comparar os resultados apresentados com os obtidos por Evangelista, Pacobahiba e Sander (2012), verificou-se que os valores médios da temperatura, pH, e DBO foram muito próximos. Os referidos autores, entretanto, obtiveram resultados diferentes de amônia, nitrito, nitrato, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e o fosfato. Os valores médios da amônia, condutividade elétrica e do fosfato apresentaram-se mais baixos, enquanto nitrito, nitrato e oxigênio dissolvido mostraram-se mais elevados.

Os autores supracitados consideraram que o Igarapé Grande demonstrou boas condições de manutenção da vida aquática, embora, apresentasse uma considerável carga de poluentes lançada no corpo hídrico. Comentaram ainda que as condições hídricas e climáticas possibilitaram a sua autodepuração, ainda que limitada, devido ao pequeno percurso do igarapé até sua foz, e que as concentrações de oxigênio dissolvido na água raramente reduziram aos valores que prejudicassem os organismos aquáticos.

Os resultados dos testes de variância para cada parâmetro tanto na estação chuvosa como na estação seca, demonstraram não haver diferenças significativas. A figura 11 define esse comportamento observado entre as coletas e vem confirmar a tendência apresentada pelos dados. Observa-se uma tendência que foi mantida nas seis coletas e que as flutuações ocorridas individualmente em cada ponto não influenciaram o comportamento global.

Figura 9 - Inter-relação entre os parâmetros físico-químicos da água do Igarapé Grande, Boa Vista, RR



As concentrações de OD determinadas apresentaram-se entre 1,4 a 2,5 mg/L. A DBO variou de 24,6 a 33,9 mg/L e coliformes fecais tiveram densidade elevada, em quase todos os pontos nos períodos seco e chuvoso. A baixa qualidade da água do Igarapé é, possivelmente, decorrente de esgotos lançados sem o devido tratamento, oriundos de ligações clandestinas na rede pluvial. Alguns fatores agravam a degradação ambiental ao longo do Igarapé, como esgotamento sanitário clandestino, ocupação com edificações civis diminuindo o leito do Igarapé e aumentando o assoreamento do mesmo, lançamento de resíduos sólidos, como lixo, entre outros.

O comportamento das variáveis OD, DBO e bactérias do grupo coliformes estão relacionados. Este fato ocorre devido a que o aporte de efluentes no corpo d'água leva ao aumento da densidade dos micro-organismos, conseqüentemente, aumentando a demanda bioquímica de oxigênio e, isso, causa a redução do oxigênio do corpo d'água colaborando para baixa a qualidade da água.

6 CONCLUSÕES

As algas fitoplanctônicas foram distribuídas em cinco filos, seis classes, 10 ordens, 14 famílias e 20 gêneros. Foram identificados os filos Chlorophyta, Euglenophyta, Bacillariophyta, Heterokontophyta e Cyanophyta.

O filo mais rico foi Cyanophyta, com sete gêneros, seguido por Chlorophyta, com seis gêneros e Euglenophyta, com quatro gêneros; os filos Bacillariophyta e Heterokontophyta foram representados por apenas um gênero cada. O gênero *Spirogyra* foi o que apresentou a menor densidade, enquanto *Pseudanabaena* apresentou a maior.

Foram isoladas as toxinas microcistina e cilindrospermopsina as quais são hepatotóxicas e dermatotóxicas. O igarapé apresentou comportamento mesotrófico, a poluição do igarapé se caracteriza como instável devido a inconstância na densidade de coliformes totais, coliformes termotolerantes, bactérias heterotróficas e dos parâmetros físico-químicos. Com base nos resultados encontrados neste estudo o trecho estudado no entorno do Igarapé Grande possui água de classe 4.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, M. J.; REASONER, D. J. Heterotrophic plate count bacteria – what is their significance in drink water? **International Journal of Food Microbiology**, Toronto, v.92, n.3, p.265-274, maio 2004.
- ANDRADE, L. et al. Distribution of HNA and LNA bacterial groups in the southwest Atlantic Ocean. **Brazilian Journal of Microbiology** . n. 38, p.330-336, 2007. Disponível: <http://www.uenf.br/Uenf/Downloads/pgecologia_5733_1217599813.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2014.
- APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22ed. Washington: American public health Association, 2012. 1360p.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; MAGALHÃES, V. F. 2006. Metodologia para quantificação de cianotoxinas. In: Pádua, V.L. (org.) **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos** por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano, p. 467-503.
- BARBOSA, R. I. Distribuição das chuvas em Roraima. **Homem meio ambiente e ecologia de Roraima**. Manaus: INPA, 1997. p. 325-335.
- BENEDETTI, E. Água – fonte de vida- considerações. **Veterinária Notícias**, Uberlândia, v. 18, n. 1, p. 1-5, jan./jun. 2012.
- BETTEGA, J. M. P. R. et. al. Métodos analíticos no controle microbiológico da água para consumo humano. **Ciência e Agrotecnologia (Online)**. Lavras, v. 30, n.5, p. 950-954, set./out. 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-70542006000500019&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em 20 fev. 2014.
- BEZUIDENHOUT, C. C. Et al. Microbiological evaluation of the Mhlathuze River, KwaZulu-Natal (RSA). **Water SA**, South Africa, v. 28, n. 3, p. 281-286, jul. 2002. Disponível em: <http://www.wrc.org.za/Pages/KH_WaterSA.aspx?dt=5&L0=1&L1=4>. Acesso em: 01 jul. 2015.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chaves para identificação e descrições). 2. ed. São Paulo: RIMA, 2006. 502p.
- BLUME, K. K. et al. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, p.1185-1193, 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_serial&pid=S1519-6984&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 01 jul. 2015.
- BORGES, K. P.; BERTOLIN, A. O. Avaliação microbiológica da qualidade da água do

Córrego São João, Porto Nacional-TO, Brasil, **Helos Environment**, v. 2, n. 2, p. 174-184, dez. 2002.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental** – o desafio do desenvolvimento sustentável. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 318p.

BRANCO. S. M. **ÁGUA: origem, uso e preservação**. 2. ed. São Paulo: Moderna, 2003. 96p.

BRASIL. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Contagem de bactérias heterotróficas: método de ensaio**. São Paulo: CETESB, 2006. 14p. Disponível em: <<http://www.cetes.sp.gov.br>> Acesso em 15 de fev. 2014.

_____. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo: CETESB, 2009. 43p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>>. Acesso em: 15 de fev. 2014.

_____. Agência Nacional de Água – ANA. Ministério do Meio Ambiente. **Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília: CETESB, 2011. 325p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/publicacoes/guia-nacional-coleta-2012.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2014.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 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. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, n. 053, p. 58-63, 17 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2014.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Resolução nº 396 de 03 de abril de 2008. **Diário Oficial da República Federativa de Brasil**, Brasília, DF, n. 66, p. 64-68, 03 abr. 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>>. Acesso em: 15 fev. 2014.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da República Federativa**, Brasília, DF, n. 92, p. 89, 17 mar. 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 fev. 2014.

_____. Fundação Nacional de Saúde. **5º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública**. BRASÍLIA: FUNASA, 2013. 165 p.

_____. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. 4. ed. Brasília: FUNASA, 2013. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-Content/files_mf/manual_pratico_de_analise_de_agua.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2014.

_____. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Síntese de indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira**. Brasília: IBGE, 2013. 266p. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Indicadores_Sociais/Sintese_de_Indicadores_Sociais_2013/SIS_2013.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2014.

_____. Ministério da Saúde. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. **Diário Oficial da República Federativa**, Brasília, DF, 12 dez. 2011. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 15 fev. 2014.

_____. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Cianobactérias Tóxicas na Água para Consumo Humano na Saúde Pública e Processos de Remoção em Água para Consumo Humano**. Brasília: FUNASA, 2003. 56p.

_____. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. (Brasil) **Climatologia-Mapas de condições registradas (agosto/2014 e junho/2015)**. 2015. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/html/clima.php>>. Acesso em: 02 jul. 2015.

BRIGANTE, J. et al. Caracterização química e física do sedimento do rio Mogi-Guaçu. In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. (Ed.). **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: Rima, 2003. p. 77-84.

BRYANT, D. A. The molecular biology of cyanobacteria. **Kluwer Academic Publishers**, Dordrecht, v.1, n. 1, p. 613-639, Londres, fev. 1994.

CALIJURI, M.C.; ALVES, M. A.; SANTOS, A.C.A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Paulo: Rima, 2006.109p.

CAMPOS, C. **Diversidade socioambiental de Roraima**. 2. ed. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2011. 64p.

CARMICHAEL, W. W. et al. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**. New York, v.109, n.7, p.663-668, jun. 2001.

CARMICHAEL, W. W. The toxins of cyanobacteria. **Scientific American**, New York, v. 271, n.1, p. 78-86, jan. 1994.

CARNEIRO, T. G.; LEITE, F. Cianobactérias e suas toxinas. **Revista Analytica**. Campinas, v. 32, n. 1, p. 36-41, jan. 2008.

CESA, M. DE V.; DUARTE, G. M. A. A qualidade do ambiente e as doenças de veiculação hídrica. **Geosul**, Florianópolis, v. 25, n. 49, p 63-78. 2010.

CHISWELL, R. K. et al. Stability of cylindrospermopsis, the toxion from cyanocabterium *cylindrodpermopsis raciborkii*, Effects of pH, temperature and sulight on decomposition. **Environmental Toxicology**, New York, v.14, n.1, p. 155-161, jan.1999.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: A guide for their public hearth consequences, monitoring and mangement**. London: E e FN spon, 1999. 416p.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DE RORAIMA – CAER. **Estação de tratamento de esgoto – ETE**. Boa Vista, 2013. Disponível em: <www.caer.com.br/static/ete.jsp> acesso em: 20 mar. 2013.

COSTA, S. D. **Variação espaço-tempo do microfitoplâncton na região da foz do rio Guamá (Estuário Amazônico), Belém-PR**. 2008. 60p. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, Universidade Federal do Pará. Belém, 2008.

COURADEAU, E. et al. Prokaryotic and eukaryotic community structure in field and cultured microbialites from the alkaline Lake Alchichica. **PLoS One**, v.6, n.12, p. 1-16, dez. 2011. Disponível em: <<http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0028767>>. Acesso em: 20 fev. 2014.

CPRM - COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS - **Serviço Geológico do Brasil**. Boa Vista: SEPLAN, v.1, 2002. Disponível em: <http://www.mme.gov.br/mme/menu/entidades_vinculadas/CPRM.html>. Acesso em: 15 fev. 2014.

CUNHA, M. A. Métodos de detecção de micro-organismos indicadores. **Saúde e ambiente**. Duque de Caxias, v.1, n.1, p. 9-19, 2006.

DINIZ, I. S.; FURTADO, E. F.; FILHO, H. B. M. Caracterização da água nas proximidades do antigo lixão da cidade de Boa Vista-RR. **Norte Científico**, Boa Vista, v.4, n. 1, p. 170-184, dez. 2009.

DINIZ, M. A.; NETO, A. A. Amazônia: planeta água (conservação – navegação – desenvolvimento) regionalidade do problema. In: MIRANDA, A. G. (Org.). **Direito Amazônico** (construindo o estado da arte). Boa Vista – RR: Instituto Gursen De Miranda. 2004. p. 260 – 280.

DITTMANN, E.; WIEGAND, C. Cyanobacterial toxins: occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. **Molecular Nutrition & Food Research**, Berlim, v. 50, n.1, p.

7-17, Jan. 2006.

DOMINGUES, V. O. et al., Contagem de bactérias heterotróficas na água para consumo humano: comparação entre duas metodologias. **Saúde**, Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 15-19, 2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo-PR: Embrapa floresta, 2011. 67p. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/57612/1/Doc232ultima-versao.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2014.

ESBELL, D. M. **Influência do deságue do Sistema de lagoas de estabilização na quantidade de nutrientes no Igarapé Grande, Boa Vista, Roraima**. 2006. 89p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2006.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.

EVANGELISTA, R. A. O.; PACOBAHIBA, L. D.; SANDER, C. Poluição e autodepuração do Igarapé Grande, Boa Vista-RR. In: SCARLATO, F. C.; EVANGELISTA, R. A.O.; ARUJO, W. F. (Org.). **Amazônia: terra e água degradação e desenvolvimento sustentável**. Boa vista: Editora da UFRR, 2012. p. 123-142.

FALCÃO, M. T. et al. Impactos ambientais no Igarapé Wai Grande em Boa Vista Roraima decorrentes da influência do aterro sanitário. **Revista Geonorte**, Boa Vista, v. 3, n. 4, p. 199-207, 2012.

FALCONER, I. R.; HUMPADE, A. R. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in Drinking Water. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 2, n. 1, p. 43 - 50, abr. 2005. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1660-4601/2/1/43>>. Acesso em: 20 nov. 2013.

FARIAS, M. V. A.; VERAS, A. S. S.; PAIXÃO, S. A. U. A. Degradação do corpo hídrico no urbano em Boa Vista – RR. **Textos & Debates**, Boa Vista, n. 18, p. 129-138, jan./abr. 2012.

FERNANDES, C. **Esgotos Sanitários**. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1997. 196p.

FERNANDES, C. J. et al. Compartimentação tectônica da deformação na faixa móvel aguapeí, sudoeste do cráton amazônico, e as mineralizações auríferas associadas. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 1-12, mar. 2005.

FILHO, U. D. **Introdução à bioestatísticas para simples mortais**. 14. ed. São Paulo: Elsevier, 1999. 157p.

FILHO, F. A. S. Bioacumulação de cianotoxinas e Seus Efeitos em Organismos Aquáticos. Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental. **Oecologia Brasiliensis**, [s. l.], v.13, n.2, p. 272-312, 2009.

FILHO, F. A. S.; MOLICA, R.; AZEVEDO, S.M. Ecologia, ecofisiologia e toxicologia de cianobactérias, **Oecologia Brasiliensis**, [s. l.], v.13, n. 2, p. 225-228, 2009.

FITTKAU, E. J. et al. Productivity, biomass and populations dynamics in Amazonian Water Bodies. In: GOLLEY, F.B.; MEDINA, E, (Eds.). **Tropical Ecological Systems trends in terrestrial and aquatic research**. Berlin: Springer-Verlar. 1975. p. 286-312.

FORSYTHE, S. J. **Microbiologia da Segurança Alimentar**. Porto Alegre: Artmed, 2002. 424p.

FREIRE, C. R.; LIMA, R. A. Bactérias heterotróficas na rede de distribuição de água potável no município de Olinda – PE e sua importância para saúde pública. **Journal of Management and Primary Health Care**. V.3, n.2, p. 91-95, out./nov. 2012. Disponível em: <www.Jmphc.com>. Acesso em: 15 fev. 2014.

FRANCESCHINI, I. M. et al. **Algas: uma abordagem filogenética, taxonômica e ecológica**. Porto alegre: Atmed, 2010. 332 p.

FREITAS, M. B.; FREITAS, C. M. A vigilância da qualidade da água para consumo humano: desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**. Rio de Janeiro, v.10. n. 4, p. 993-1004, out./dez. 2005.

FURTADO, E. F. **Bioensaio toxicológico com cianobactérias do efluente da lagoa de estabilização e do Igarapé Grande em Boa Vista-RR**. 2011. 91p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2011.

GALLOWAY, T. S. Biomarkers in environmental and human health risk assessment. **Mar Pollut Bull**, [s. l.], v. 53, n. 10-12, p. 606-613, 2006.

GERMANO, P. M. L.; GERMANO, M. I. S. **Higiene e vigilância sanitária de alimentos**. 3. ed. São Paulo: Varela, 2001. 680p.

GOMES, J. A. A. Informações preliminares a bio-ecologia de peixes elétricos (Ordem Gymnotiformes) em Roraima. In: BARBOSA, R. I.; FERREIRA, E. J. G.; CASTELLON, E. G. **Homem, ambiente e ecologia no Estado de Roraima**. Manaus: INPA, 1997. p. 509 – 555.

GONÇALVES, R. **Estimativa da disponibilidade e qualidade das águas da bacia do Igarapé carrapato, em Boa Vista, Roraima**. 2008. 77p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2008.

GOOGLE EAETH-MAPAS. Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps>>. Acesso em: 15 fev. 2014.

KOMÁREK, J. ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes-Chlorococcales. **Algological Studies**, New York, v. 43, n. 2, p. 157-226, nov. 1986.

KOMÁREK, J. et al. Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. Praha: **Preslia**. v. 86, n. 1, p. 295-335, 2014.

LEENHEER, J. A.; SANTOS, U. M. Considerações sobre os processos de sedimentação na água preta ácida do Rio Negro (Amazônia Central). **Acta Amazonica**, Manaus, v. 10, n. 2, p. 343-355. 1980.

LEITÃO, M. F. F. et al. **Tratamento de microbiologia**. São Paulo: Manole, 1988. 186 p.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2005.

LOPES, F. W. A.; MAGALHÃES-JUNIOR, A. P. Avaliação da qualidade das águas para recreação de contato primário na bacia do alto Rio das Velhas – MG. **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, Brasília, v.6, n. 11, p. 133-149, dez./1010.

MACEDO, J. A. B. **Água e Águas**. São Paulo: Varela, 2001. 1027p.

MACEDO, J. A. B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**: Parâmetros Ambientais, águas, efluentes, detergentes/sanificantes, ensaio limite legislação, amostragem, química analítica alimentos. Belo Horizonte: Varela, 2005. 601 p.

MARQUES, P. H. C.; OLIVEIRA, H. T.; MACHADO, E. C. Limnological study of Piraquara river (Upper Iguazú basin): spatiotemporal variation of physical and chemical variables and watershed zoning. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 46, n. 3, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br>>. Acesso em: 15 jan. 2014.

MENEZES, M. E. N. S.; COSTA, J. A. V. Urbanização do setor Sudeste de Boa Vista – RR e implicações ambientais na microbacia Igarapé Grande-Paca. **Revista Acta Geográfica**, Boa Vista, v. 1, n. 1, p. 67-81, 2007.

MENEZES, M. E. N. S.; COSTA, M. L.; COSTA, J. A. V. Os lagos do lavrado de Boa Vista – Roraima: físico-química da água, mineralogia e química dos sedimentos. **Revista Brasileira de Geociência**, Curitiba, v. 37, n. 3, p. 478-489, set. 2007. Disponível em: <<http://ojs.c3.ufpr.br/ojs2/index.php/rbg/article/view/11395/8020>>.

Acesso em: 15 jan. 2014.

MERCANTE, C. T. J. Qualidade da água em viveiro de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*): caracterização diurna de variáveis físicas, químicas e biológicas, São Paulo, Brasil. **Bioikos**, Campinas, v. 21, n.2, p. 79-88, jul./dez., 2007.

MICROSOFT. Excel. Versão 2010. [S.l.] Microsoft Corporation. 2010. CD-RUM.

NASCIMENTO, A. R. et al. Qualidade microbiológica das águas minerais consumidas na cidade de São Luís -MA. **Revista Higiene Alimentar**, São Paulo, v. 14, n. 76, p. 69-72, set. 2000.

NASCIMENTO, V. F. S.; ARAÚJO, M. F. F. Ocorrência de bactérias patogênicas oportunistas em um reservatório do semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 7, n. 1, p. 91-104, jun. 2013.

OLIVEIRA, B. M. C.; OLIVEIRA, C. M.; YUNES, J. S. Cianobactérias tóxicas. **Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, São Paulo, v.13. n. 23, nov./dez. 2001. Disponível em: <http://www.biotecnologia.com.br/revista/bio23/cianobac.pdf>. Acesso em: 09 nov. 2013.

PAVLOV, D. et al. Potentially pathogenic features of heterotrophic plate count bacteria isolated from treated and untreated drinking water. **International Journal of Food Microbiology**, v.92, n. 3, p. 275 - 287. mai. 2004.

PEREIRA, A. R. et al. Avaliação da qualidade da água superficial na área de influência de um lixão . **Revista Ambiente & Água** , Taubaté, v. 8, n. 3, p. 139-246, set/dez. 2013.

PEREIRA, J. T. R.; MACEDO, A. R. S.; VERAS, A.T. R. Panorama ambiental da microbacia do Igarapé Grande. **Acta Geográfica**, Boa Vista, v.4, n. 7, p. 185-206, jan./jul. 2010.

PESSÔA NETO, A. R.; KORN, M. G.. Os nutrientes nitrato e nitrito como contaminantes ambientais e alternativas de determinação. Candombá – Revista Virtual, Salvador - Ba, n. , p.90-97, dez. 2006. Disponível em: <<http://revistas.unijorge.edu.br/candomba/2006-v2n2/pdfs/AsterioRibeiroPessoaNeto2006v2n2.pdf>>.

PINHERO, L. A.; BORGES, J. T. Hidroquímica qualitativa das águas do baixo rio negro. **Revista Eletrônica de Petróleo e Gás-runpetro**, v.1, n. 2, p. 23 – 31, mai./out. 2013.

POMPÊO, M. L. M.; CARLOS, V. M. **Macrófitas aquáticas e perífiton, aspecto ecológicos e metodológicos**. São Carlos: RIMA, 2003. 134 p.

RABELO, A. M. F. **Manejo dos resíduos sólidos de hospitais e riscos ambientais em Boa Vista, Roraima**. 2008. 133p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2008.

REBOUÇAS, A. C. Água no Brasil: abundância, desperdício e escassez. **Bahia Análise e Dados**, Salvador, v.13, n. especial, p.341-345, 2003.

RIBEIRO, H. Saúde Pública e Meio Ambiente: evolução do conhecimento e da prática, alguns aspectos éticos. **Revista Saúde e Sociedade**, São Paulo, v.13, n.1, p.70-80, jan./abr. 2004.

SANT'ANA, A. C. et al. Análise multivariada da qualidade da água superficial do município de Boa Vista/RR, como auxílio à gestão dos recursos hídricos locais. In: OLIVEIRA, P. R. F. et al. (Org.). **Água: tratamentos e políticas públicas**. Recife: UNICAP, 2007. p. 53-64.

SANT'ANNA, C. L. et al. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, 2006. 58 p.

SANTI, G. M. Variabilidade espacial de parâmetros e indicadores de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Igarapé São Francisco, Rio Branco, Acre, Brasil. **Revista Ecologia Aplicada**, Perú, v. 11, n. 1, p. 24-31, mai. 2012.

SATELLES, J. L. **Influência do lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto doméstico no Igarapé Grande em Boa Vista/RR**. 2011. 110p. Dissertação (Mestrado em Química) Programa de Pós-graduação em Química da Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2011.

SILVA, A. E. P. et al. Influência da precipitação na qualidade da água do rio Purus. **Acta Amazônica**, v. 38 n. 2, p. 733 - 742. 2008.

SILVA, C. L. R. **Variação do espaço temporal da expansão urbana e da rede de drenagem da bacia do Igarapé Grande na cidade de Boa Vista, Roraima**. Boa Vista, 2010. 120p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Roraima.

SILVA, R; ARAÚJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Ciência & Saúde Coletiva**, v.8 n. 4, p. 1019 -1028, 2003.

SILVA, I. G. **Estrutura e funcionamento da comunidade fitoplanctônica em ambientes lacustres do Estado de Roraima, Brasil**. 2008. 83p. Tese (Doutorado em Botânica) – Programa de Pós-graduação em Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2008.

SIOLI, H. **Amazônia- fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. 3. ed. Petrópolis: Vozes, 1991.

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F.; MIGUÉIS, A. M. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará – Brasil). **Revista Acta Amazonica**, Manaus, v. 42, n. 3, p. 413

– 422, 2012.

SOUZA et al. Classificação CONAMA das limitações de uso da água superficial da lagoa maior, três lagoas/MS. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v.3, n.4, p. 771-780, 2012.

SOUZA, A. O. et al. Qualidade da água e saúde nas comunidades indígenas da Amazônia ocidental, Brasil. In: OLIVEIRA, P. R. F. et al. (Org.). **Água: tratamentos e políticas públicas**. Recife: UNICAP, 2007. p. 253-267.

SVRCEK, C.; SMITH, D.W. Cyanobacterial toxins and the current state of knowledge on water treatment options: a review. **Journal of Environmental Science**, v. 3, n.3, p. 155-185. 2004.

TALGATTI, D. M.; GARCIA, M.; SCHEFFER, L. O gênero *Eunotia* Ehrenberg (Bacillariophyta) do arroio do Ecocamping Municipal de Pelotas, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v.5, n. 2, p. 756-758, jul. 2007.

TANCREDI, R. C. P.; CERQUEIRA. E.; MARINS, B. R. Águas minerais consumidas na cidade do Rio de Janeiro: avaliação da qualidade sanitária. **Boletim de Divulgação Técnica e Científica**, Rio de Janeiro, n.13, p. 4-7, nov. 2002. Disponível em: <<http://www6.ensp.fiocruz.br/visa/files/bol13.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2014.

TAVARES, L. H.; ROCHA, **Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos**. 2.ed. São Paulo: Rima, 2003. 340p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentamento e escassez**. 3. ed. São Carlos: Rima, 2009. 251p.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. Fundação de Estudos e Pesquisas Aquáticas. **Estudo de definição de capacidade de suporte dos corpos receptores das unidades de negócio do abastecimento**. São Paulo, 2007.

VAN APELDOORN, M. E. et al. Toxins of cyanobacteria. **Molecular Nutrition and Food Research**, v.51, n. 1, p. 7-60, jan. 2007.

VIEIRA, A. R. et al. Avaliação da qualidade da água do rio Bonzinho no município de Ji-Paraná, RO. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**. Rio de Janeiro, v. 7 n. 1, p.11-17, jan. / jun. 2013.

VITAL, M.J.S. **Boa Vista-RR: O Monitoramento dos Recursos Hídricos e a necessidade de indicadores ambientais**. Boa Vista, 2004. 106 f. Tese (Professor Titular) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Roraima 2004.

WEBER, C. I. **Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents**. Chicago: National Environmental Research Center,

Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, 1973. 194p.

WETZEL, R.G. **Limnology-lake and rivers ecosystems**. San Diego: Academic Press, 2001. 429 p.

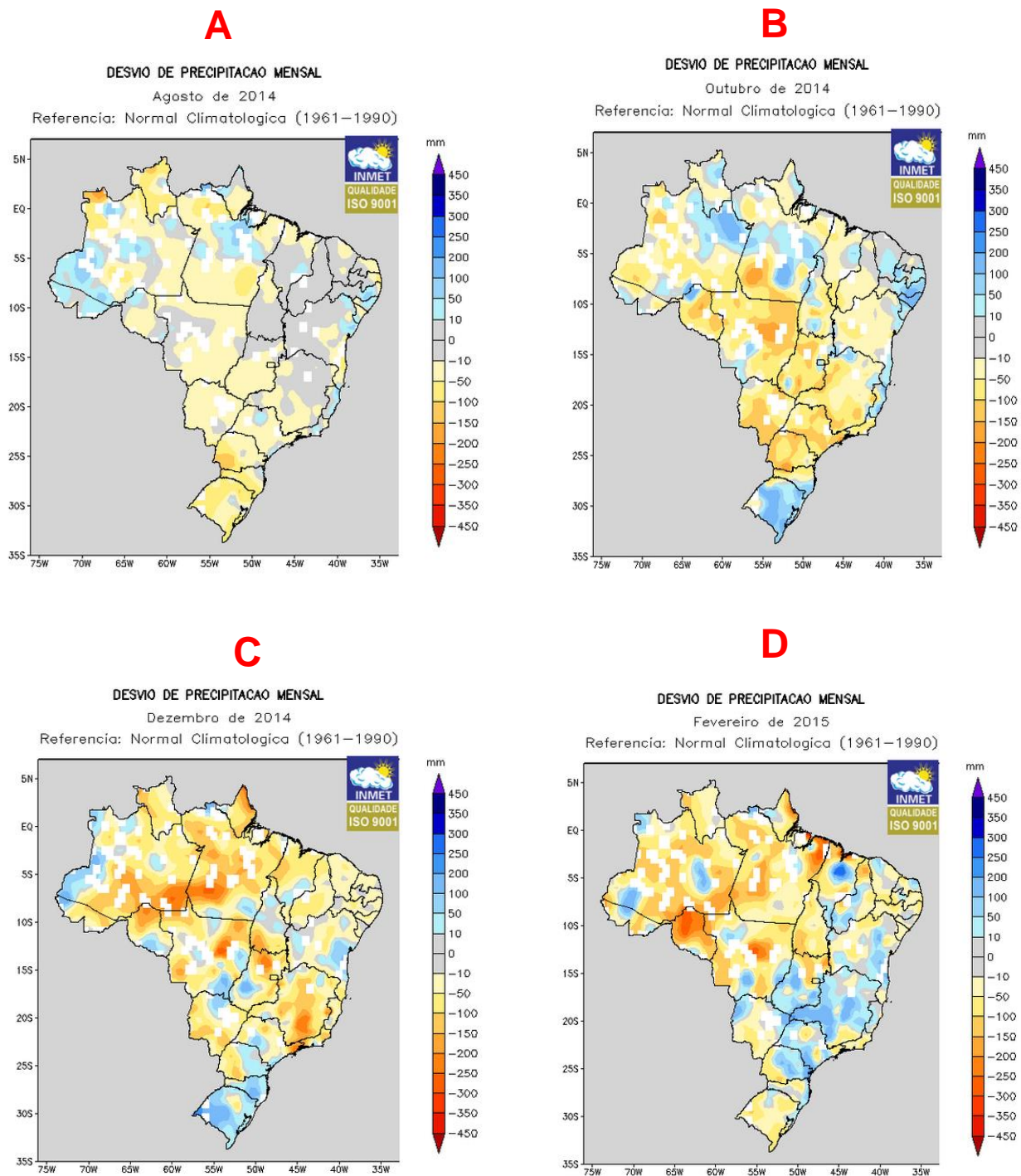
WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality. **Health Criteria and other supporting information**. 2. ed. Geneva, 1998. p. 13-14. v. 2.

YUNES, J. S. et al. The effect of nutrient balance and physical factors on the control of Cyanobacterial blooms in the Lagoon estuary, Southern Brazil. **Verh. Internaccional**, v. 26, p. 1796-1800, 1998.

ZAN, R. A. et al. Avaliação da qualidade das águas superficiais do rio Jamari na região da construção de uma PCH no município de Monte Negro-Rondônia, Amazônia Ocidental. **Revista Eletrônica em Gestão**. Cascavel, v. 8, n. 8, p. 1876-1888, set/dez. 2012.

ANEXOS

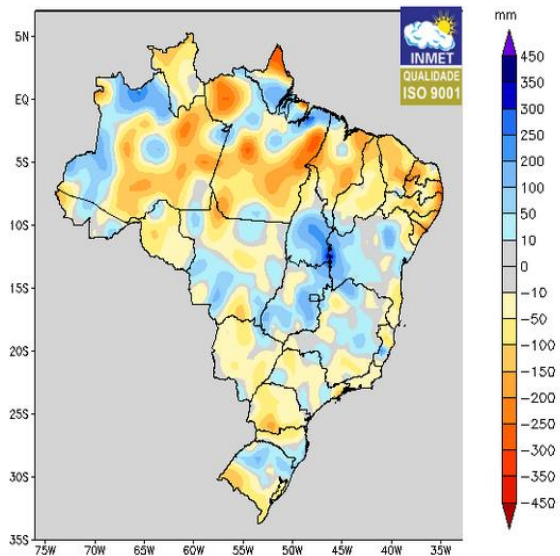
ANEXO 1 – Dados mensais sobre as precipitações nas regiões do Brasil.



E**DESVIO DE PRECIPITACAO MENSAL**

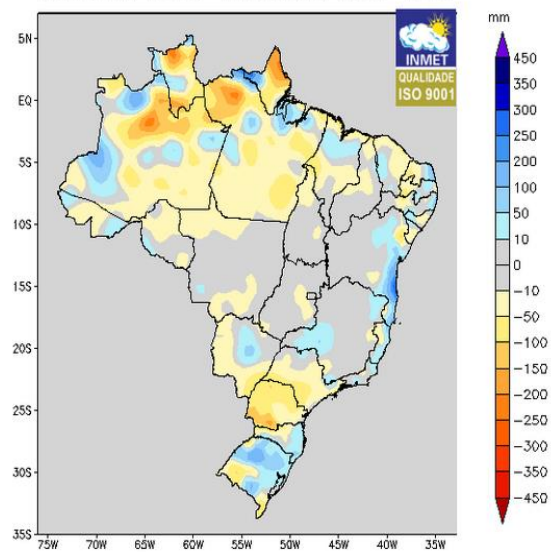
Abril de 2015

Referencia: Normal Climatologica (1961-1990)

**F****DESVIO DE PRECIPITACAO MENSAL**

Junho de 2015

Referencia: Normal Climatologica (1961-1990)



APÉNDICE

APÊNDICE 1 - Variação da densidade dos coliformes totais (PS) nas amostras de água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Probabilidade do F
Modelo	4	1,75626E8	4,39066E7	0,69194	0,61419
Erro	10	6,34546E8	6,34546E7		
Total	14	8,101172E8			

APÊNDICE 2- Variação da densidade dos coliformes totais (PC) nas amostras de água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Probabilidade do F
Modelo	4	2,79337E9	6,98343E8	1,68396	0,22944
Erro	10	4,14703E9	4,24703E8		
Total	14	6,9404E9			

APÊNDICE 3- Inter-relação da densidade dos coliformes totais (PS e PC) nas amostras de água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	5,06259E9	1,26565E9	4,61573	0,003
PS	4	3,93758E9	9,84394E8	3,59002	0,01194
Interrelação	16	4,79379E9	2,99612E8	1,09266	0,38667
Modelo	24	1,3794E10	5,74749E8	2,09607	0,01376
Erro	50	1,37102E10	2,74203E8		
Total	74	2,75041E10			

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 4- Variação da densidade dos coliformes termotolerantes (PS) nas amostras de água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Probabilidade do F
Modelo	4	20614,93333	5153,73333	1,36774	0,31232
Erro	10	37680,66667	3768,06667		
Total	14	58295,6			

APÊNDICE 5 - Variação da densidade dos coliformes termotolerantes (PC) nas amostras de água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Probabilidade do F
Modelo	4	24321,06667	6080,26667	0,51437	0,72718
Erro	10	118208,66667	11820,86667		
Total	14	142529,73333			

APÊNDICE 6- Inter-relação da densidade dos coliformes totais (PS e PC) nas amostras de água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	1,8956E8	4,739E7	0,98656	0,42531
PS	4	1,63469E9	4,08673E8	8,50774	4,02206E-5
Interrelação	16	5,31412E8	3,32132E7	0,69143	0,78581
Modelo	24	2,78889E9	1,16204E8	2,41912	0,00594
Erro	42	2,01749E9	4,80354E7		
Total	66	4,80637E9			

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 7- Densidade das bactérias heterotróficas (PS) nas amostras de água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Probabilidade do F
Modelo	4	642333,33333	160583,33333	0,42146	0,78988
Erro	10	3,8102E6	381020		
Total	14	4,45253E6			

APÊNDICE 8- Densidade das bactérias heterotróficas (PC) nas amostras de água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Probabilidade do F
Modelo	4	537309,52381	134327,38095	0,36906	0,82499
Erro	9	3,27578E6	363975,92593		
Total	13	3,81309E6			

APÊNDICE 9 - Inter-relação da densidade das bactérias heterotróficas (PS e PC) nas amostras de água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	5,56356E6	1,39089E6	4,81919	0,00187
PS	4	2,16163E6	540406,39573	1,87242	0,12632
Modelo	8	7,96675E6	995843,20283	3,45043	0,00235
Erro	63	1,81827E7	288614,5977	4,81919	0,00187
Total	71	2,61495E7			

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 10- Inter-relação da densidade de algas do Igarapé Grande. Boa Vista, RR

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	6,38531E6	1,59633E6	1,48072	0,2221
PS	4	2,07834E7	5,19585E6	4,81956	0,00229
Inter-relação	16	5,86461E6	366538,12	0,33999	0,98952
Modelo	24	3,30333E7	1,37639E6	1,27671	0,2293

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 11- teores de microcistina e cilindrospermopsina de algas do Igarapé Grande. Boa Vista, RR

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	7	1	5	0
PS	3	980	326	0	0
Inter-relação	12	22	1	5	0
Modelo	19	1216	64	0	0
Erro	13	4415	339	-1	-1
Total	32	5632	-1	-1	-1

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 12 - Inter-relação do parâmetro temperatura nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	23385,68	5846,42	0,68017	0,60895
PS	4	86881,68	21720,42	2,52696	0,05216

Inter-relação	16	30156,18667	1884,76167	0,21927	0,99914
Modelo	24	140423,54667	5850,98111	0,68071	0,84603

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 13- Inter-relação do parâmetro oxigênio dissolvido nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	1	2	4	1
PS	4	14	3	5	1
Inter-relação	16	3	2	3	1
Modelo	24	14	0	0	0

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 14- Inter-relação do parâmetro pH nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	191061,65333	47765,41333	0,50116	0,73497
PS	4	280929,78667	70232,44667	0,73689	0,57123
Inter-relação	16	190504,74667	11906,54667	0,12493	0,99998
Modelo	24	662496,18667	27604,00778	0,28963	0,9992

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 15 - Inter-relação da concentração da CE nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	269,12	67,28	0,03881	0,99704
PS	4	56212,18667	14053,04667	8,10572	4,05375E-5
Inter-relação	16	2358,88	147,43	0,08504	1
Modelo	24	58840,18667	2451,67444	1,41411	0,14944

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 16 - Inter-relação do parâmetro DBO nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	116934,48	29233,62	6,16259	4,11945E-4
PS	4	22967,28	5741,82	1,2104	0,31813
Inter-relação	16	11106,72	694,17	0,14633	0,99994
Modelo	24	151008,48	6292,02	1,32639	0,1971

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 17 - Inter-relação do teor da amônia nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	745,92214	186,48053	0,01122	0,99974
PS	4	11708,0817	2927,02043	0,17615	0,94965
Inter-relação	16	23281,53655	1455,09603	0,08757	1

Modelo	24	35735,54039	1488,98085	0,08961	1
--------	----	-------------	------------	---------	---

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 18 - Inter-relação do teor do nitrato nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	3329,28	832,32	0,29545	0,87955
PS	4	11072,61333	2768,15333	0,98262	0,42555
Inter-relação	16	10229,12	639,32	0,22694	0,99894
Modelo	24	24631,01333	1026,29222	0,36431	0,99553

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 19 - Inter-relação do teor do nitrito nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	0,08	0,02	0,02174	0,99905
PS	4	0,48	0,12	0,13043	0,97059
Inter-relação	16	0,32	0,02	0,02174	1
Modelo	24	0,88	0,03667	0,03986	1

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 20 - Inter-relação do teor dos cloretos nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	531274,32	132818,58	2,0181	0,10612
PS	4	554405,52	138601,38	2,10596	0,09391
Inter-relação	16	195605,28	12225,33	0,18576	0,99969
Modelo	24	1,28129E6	53386,88	0,81118	0,70634

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 21- Inter-relação do teor do fosfato nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	719361,01333	179840,25333	4,78833	0,00239
PS	4	213351,01333	53337,75333	1,42014	0,24096
Inter-relação	16	277324,45333	17332,77833	0,46149	0,95419
Modelo	24	1,21004E6	50418,18667	1,34241	0,18755

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 22- Inter-relação do teor dos turbidez nos períodos seco e chuvoso na água do Igarapé Grande.

	DF	Soma dos quadrantes	Média dos quadrantes	Valor de F	Valor de P
PC	4	483734,48	120933,62	0,42472	0,79005
PS	4	419883,41333	104970,85333	0,36866	0,82982
Inter-relação	16	2,4443E6	152768,97	0,53653	0,91393

Modelo	24	3,34792E6	139496,72556	0,48991	0,96993
--------	----	-----------	--------------	---------	---------

Ao nível de 0,05, as médias da população de Factor A são significativamente diferentes. Ao nível de 0,05, as médias da população do Factor B não são significativamente diferentes.

APÊNDICE 23- Densidade das algas fitoplanctônicas das amostras de águas do Igarapé Grande, Boa Vista, RR

Táxons	PC	OS	OS	OS	PC	PC
	DENSIDADE					
<i>Euglena sp.</i>	0	0	0	139	35	0
<i>Lepocinclis sp.</i>	0	0	0	0	111	0
<i>Phacus sp.</i>	13	0	0	19	14	0
<i>Trachelomonas sp.</i>	53	23	19	19	0	21
Total Euglenophyta	66	23	19	176	159	21
<i>Enotia sp.</i>	0	0	0	9	0	0
Total Bciliariophytina	0	0	0	9	0	0
<i>Vischeria sp.</i>	0	0	0	0	7	0
<i>Pinnularia sp.</i>	1352	487	37	1002	263	73
Total Heterocontophyta	1352	487	37	1002	270	73
<i>Closterium sp.</i>	53	116	0	121	28	10
<i>Mougeotia sp.</i>	0	0	0	0	0	10
<i>Closteriopsis sp.</i>	0	0	0	0	0	21
Total Chlorophyta	53	116	0	121	28	42
<i>Gleiterinema sp.</i>	13	46	0	0	69	0
<i>Oscillatoria sp.</i>	0	186	19	9	0	31
<i>Nostocales sp.</i>	0	0	37	102	97	0
<i>Planktothrix sp.</i>	0	0	0	0	62	0
<i>Hapalosiphon sp.</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i>	341	2577	2169	975	733	1098
<i>Phormidium sp.</i>	26	23	0	9	0	0
Total Cyanophyta	381	2832	2225	1095	961	1129
Ponto.1-Total	1851	3459	2281	2404	1417	1265

APÊNDICE 24- Densidade das algas fitoplanctônicas das amostras de águas do Igarapé Grande, Boa Vista, RR

<i>Euglena sp.</i>	0	0	0	589	0	0
<i>Lepocinclis sp.</i>	43	29	35	0	0	0
<i>Phacus sp.</i>	11	0	0	15	24	0
<i>Trachelomonas sp.</i>	11	0	0	0	0	15
Total Euglenophyta	65	29	35	604	24	15
<i>Enotia sp.</i>	11	0	0	15	0	0
Total Bciliariophytina	11	0	0	15	0	0
<i>Vischeria sp.</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia sp.</i>	563	263	157	0	192	122
Total Heterocontophyta	563	263	157	0	192	122
<i>Closterium sp.</i>	0	204	0	62	120	15
<i>Closteriopsis sp.</i>	0	0	0	0	0	15
Total Chlorophyta	0	204	0	62	120	31
<i>Gleiterinema sp.</i>	130	58	419	263	481	0
<i>Oscillatoria sp.</i>	0	0	0	77	144	77
<i>Nostocales sp.</i>	0	204	87	0	842	15
<i>Planktothrix sp.</i>	0	0	0	0	0	15
<i>Pseudanabaena</i>	1278	3242	1901	1626	2623	1592
<i>Limnothrix sp.</i>	0	29	0	46	0	0
Total Cyanophyta	1408	3534	2407	2014	4090	1699
Ponto 2-Total	2046	4030	2599	2695	4427	1868

APÊNDICE 25- Densidade das algas fitoplanctônicas das amostras de águas do Igarapé Grande, Boa Vista, RR

<i>Euglena sp.</i>	0	0	0	26	0	0
<i>Lepocinclis sp.</i>	14	0	0	0	0	0
<i>Phacus sp.</i>	323	0	0	0	0	7
<i>Trachelomonas sp.</i>	70	0	0	0	0	0
Total Euglenophyta	407	0	0	26	0	7
<i>Enotia sp.</i>	14	43	0	66	36	0
Total Bciliariophytina	14	43	0	66	36	0
<i>Vischeria sp.</i>	0	11	0	0	0	0
<i>Pinnularia sp.</i>	1728	32	32	159	286	65
Total Heterocontophyta	1728	43	32	159	286	65
<i>Closterium sp.</i>	155	0	32	0	0	0
<i>Mougeotia sp.</i>	0	11	0	0	18	0
<i>Closteriopsis sp.</i>	0	0	0	13	0	22
<i>Eudorina sp.</i>	0	0	0	0	0	7
Total Chlorophyta	155	11	32	13	18	29
<i>Gleiterinema sp.</i>	126	0	0	0	0	0
<i>Oscillatoria sp.</i>	0	0	0	93	661	43
<i>Nostocales sp.</i>	0	21	357	0	0	0
<i>Planktothrix sp.</i>	0	0	292	66	214	0
<i>Hapalosiphon sp.</i>	0	0	32	13	0	14
<i>Pseudanabaena</i>	1391	1179	3994	1363	1911	762
<i>Phormidium sp.</i>	112	0	0	0	36	0
<i>Limnothrix sp.</i>	0	0	65	0	0	0
Total Cyanophyta	1630	1200	4740	1535	2822	820
Ponto 3 -Total	3934	1297	4805	1799	3162	921

APÊNDICE 26 - Densidade das algas fitoplanctônicas das amostras de águas do Igarapé Grande, Boa Vista, RR

<i>Euglena sp.</i>	0	0	0	202	0	0
<i>Lepocinclis sp.</i>	0	0	0	13	16	0
<i>Phacus sp.</i>	8	0	48	27	16	13
<i>Trachelomonas sp.</i>	0	0	0	0	0	13
Total Euglenophyta	8	0	48	243	32	26
<i>Enotia sp.</i>	8	26	0	0	0	0
Total Bciliariophytina	8	26	0	0	0	0
<i>Vischeria sp.</i>	0	26	0	13	16	13
<i>Pinnularia sp.</i>	84	476	286	0	191	91
Total Heterocontophyta	84	503	286	13	207	105
<i>Mougeotia sp.</i>	0	26	0	0	0	0
<i>Closteriopsis sp.</i>	17	0	0	0	0	0
<i>Eudorina sp.</i>	0	0	0	0	0	13
Total Chlorophyta	17	26	0	0	0	13
<i>Oscillatoria sp.</i>	76	79	476	175	127	91
<i>Nostocales sp.</i>	34	0	0	0	0	0
<i>Planktothrix sp.</i>	0	53	0	13	111	0
<i>Hapalosiphon sp.</i>	8	26	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i>	877	2885	2573	1456	1669	1398
<i>Limnothrix sp.</i>	0	0	48	0	0	0
Total Cyanophyta	996	3044	3097	1645	1908	1490
Ponto 4 -Total	1114	3600	3430	1901	2146	1634

APÊNDICE 27 - Densidade das algas fitoplanctônicas das amostras de águas do Igarapé Grande, Boa Vista, RR

<i>Phacus sp.</i>	9	0	0	26	0	20
<i>Trachelomonas sp.</i>	0	0	0	0	0	10
Total Euglenophyta	9	0	0	26	0	29
<i>Enotia sp.</i>	0	15	0	13	9	0
Total Bciliariophytina	0	15	0	13	9	0
<i>Pinnularia sp.</i>	60	45	13	653	738	69
Total Heterocontophyta	60	45	13	653	738	69
<i>Closterium sp.</i>	0	0	0	0	9	29
<i>Spirogyras sp.</i>	0	0	0	13	0	0
<i>Closteriopsis sp.</i>	0	0	0	0	0	20
<i>Micrasterias sp.</i>	0	0	0	26	0	0
Total Chlorophyta	0	0	0	39	9	49
<i>Oscillatoria sp.</i>	137	89	13	13	53	117
<i>Planktothrix sp.</i>	0	0	0	0	9	10
<i>Hapalosiphon sp.</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudanabaena</i>	883	1503	636	1385	907	1028
<i>Limnothrix sp.</i>	9	0	0	0	0	0
Total Cyanophyta	1029	1593	649	1398	969	1155
Ponto 5-Total	1097	1652	661	2130	1725	1302

APÊNDICE 28 – Letra (A) - *Pseudanabaena*; (B) – *Eunotia*; (C) - *Spirogyra*

