

**JESSICA QUINATTO**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM RIO URBANO  
UTILIZANDO INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS: O CASO  
DO RIO CARAHÁ EM LAGES/SC**

Dissertação apresentada ao Curso de  
Mestrado em Ciências Ambientais do  
Centro de Ciências Agroveterinárias, da  
Universidade do Estado de Santa Catarina,  
como requisito parcial para a obtenção do  
grau de Mestre em Ciências Ambientais

Orientador: Everton Skoronski  
Coorientador: Silvio Luis Rafaeli Neto

LAGES  
2017

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com  
auxílio do programa de geração automática da  
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

Quinatto, Jessica

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM RIO URBANO  
UTILIZANDO INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS:  
O CASO DO RIO CARAHÁ EM LAGES/SC / Jessica  
Quinatto. - Lages , 2017.  
102 p.

Orientador: Everton Skoronski

Co-orientador: Silvio Luis Rafaeli Neto  
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado  
de Santa Catarina, Centro de Ciências  
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação , Lages,  
2017.

1. Rio Carahá. 2. Rios Urbanos. 3. Índice de  
Qualidade da Água. 4. Biological Monitoring Working  
Party. 5. Carga de Poluentes. I. Skoronski,  
Everton. II. Neto, Silvio Luis Rafaeli. , .III.  
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de  
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação  
. IV. Título.

**JESSICA QUINATTO**

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE UM RIO URBANO  
UTILIZANDO INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS: O CASO  
DO RIO CARAHÁ EM LAGES/SC**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado em Ciências Ambientais do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

**Banca Examinadora**

Orientador: \_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Everton Skoronski  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Coorientador: \_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Sílvio Luis Rafaeli Neto  
Universidade do Estado de Santa Catarina

**Membros:**

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr<sup>a</sup>. Ana Emília Siegloch  
Universidade do Planalto Catarinense

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Gilmar Conte  
Universidade do Estado de Santa Catarina

**Lages, 31/07/2017**

## **AGRADECIMENTOS**

Ainda que pareça clichê, eu não poderia começar agradecendo sem ser à Ele, o criador, que ilumina meu caminho e torna possível todas as coisas: Deus.

Agradecer à Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, por oferecer um ensino de qualidade e fazer parte de mais este avanço no conhecimento em minha vida. A todo brilhante corpo docente, que são peças fundamentais para o bom andamento do Programa de Ciências Ambientais e formação dos mestres.

Obrigada ao Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente (COMDEMA), por acreditar e financiar este projeto.

Ao professor Dr. do qual admiro e tive a honra de ser sua orientada, Everton Skoronski, meus sinceros agradecimentos por toda paciência e conhecimento repassado.

Obrigada à professora Josiane Teresinha Cardoso pelo suporte nas análises dos macroinvertebrados bentônicos e ao professor Sílvio Luis Rafaeli Neto no apoio com equipamento (molinete e Q-boat) para medições de vazão.

Agradeço também aos alunos do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária do CAV/UEDESC que colaboraram com muito empenho e apoio na realização deste estudo.

À minha mãe, que não está mais presente fisicamente, quero dizer que esta conquista também é sua, um “muito obrigada” sempre será pouco para você, te amo eternamente.

Agradeço também aos outros amores da minha vida, meu pai, que por muitas vezes têm sido mãe e não mede esforços para que eu realize meus sonhos. Minha irmã, melhor amiga, que está comigo em todos os momentos e que torna meus dias mais felizes.

A todos que de alguma forma contribuíram para esta conquista: gratidão.

## RESUMO

O Rio Carahá é um rio urbano, cuja bacia hidrográfica de 30 km<sup>2</sup> está predominantemente ocupada pelo centro urbano da cidade de Lages em Santa Catarina. Este é o principal corpo receptor da carga poluidora proveniente das atividades antrópicas da bacia, num cenário em que menos de 30% dos esgotos da cidade são tratados. Uma alternativa para remediar este problema é estabelecer metas de qualidade da água para este rio. O diagnóstico da qualidade da água dos corpos hídricos é um componente fundamental para nortear as decisões dos *stakeholders* da bacia acerca da qualidade da água desejada no futuro. No caso do Rio Carahá, a carência de dados primários de qualidade de suas águas é um fator limitante para a sua gestão. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade da água do Rio Carahá. Para realização deste estudo, 15 pontos foram escolhidos para coletas bimensais para os parâmetros físico-químicos e microbiológico e quadrimestrais para os parâmetros biológicos (5 pontos). Os indicadores de qualidade adotados foram o Índice de Qualidade das Águas (IQA) e o índice *Biological Monitoring Work Party System (BMWP)*, além de outros parâmetros. Por meio do IQA, classificou-se 87,5% dos pontos com a qualidade ruim, 6,25% razoável e 6,25% péssima. A identificação de táxons indicadores de baixa qualidade d'água, como *Oligochaeta* e *Chironomidae*, contribuem para os índices do BMWP encontrados, resultando 3 pontos em “duvidosa” (águas poluídas – sistemas alterados) e 2 pontos em “crítico” (águas muito poluídas – sistemas muito alterados) para pontuação proposta por Gonçalves; e 1 ponto regular, 3 pontos ruins e 1 péssimo para pontuação proposta por Junqueira e outros. Medidas de vazões também foram realizadas em ausência de chuva, onde calcularam-se cargas poluidoras de contribuição ao Rio Caveiras. Demonstrou-se que o incremento de poluição acontece ao longo de todo o rio, apresentado resultados mais conclusivos do que a avaliação com base em concentração. De forma geral, a avaliação por meio de indicadores biológicos, físico-químicos e hidráulicos forneceu suporte para elaboração Plano da Bacia do Rio Canoas, para definição de ações de gestão e de uso e ocupação do solo na bacia.

**Palavras-chave:** Rio Carahá. Rios Urbanos. Índice de Qualidade da Água. *Biological Monitoring Working Party*. Vazão. Carga de Poluentes.

## ABSTRACT

The Carahá River is an urban river within a 30 km<sup>2</sup> watershed is mostly occupied by the urban sector of the municipality of Lages in Santa Catarina. That is the main water body which the pollutant load from human activities is disposed of, within a scenario where of less than 30% of the sewage is treated. An alternative to overcome this issue is to set water quality targets regarding this river. The assessment of fresh water quality plays the major role to drive the watershed stakeholders decisions about the water quality that is desired in the future. Concerning the Carahá River, the lack of information about its water quality is the main issue, hampering its management. With this in mind, the aim of this work was to evaluate the water quality of Carahá River. In order to accomplish this study, it was selected 15 positions in the river for bimonthly sampling regarding the physicochemical parameters and quarterly sampling for biological indicators (five points). The applied water quality indicators were the Water Quality Index (WQI) and the Biological Monitoring Work Party System (BMWP), among others. According to WQI, 87.5 % of the monitored points are bad, 6.25 % are regular, and 6.25 % is very bad. The identification of taxons related to low scores on water quality, as Oligochaeta and Chironomidae, are responsible for the evaluated BMWP scores, resulting in three “poor biological quality” points and two “very poor biological quality” points using the methodology proposed by Gonçalves; and 1 regular point, 3 poor points and 1 very poor water quality point for the methodology proposed by Junqueira and co-workers. The measuring of water discharge was carried out in the absence of rain, allowing the computing of pollutant load. These results revealed the pollutant load increase overgo all over the river extension, permitting the collecting of more definitive data compared to ones only based on concentration. Taken together, these results suggest that our evaluation based on biological, physicochemical and hydraulics indicators shall support to the building of Canoas River Watershed Management Plan, for the settling of management actions and land use and occupation.

Keywords: Carahá river. Urban River. Water Quality Index. Biological Monitoring Working Party. Water Discharge. Pollutant Load.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Mapa dos pontos de coleta físico-química e macroinvertebrados, baseado na metodologia de Ottobacia.....	28
Figura 2 – Pontos de coleta. ....	29
Figura 3 – Curvas de valoração da condição de cada parâmetro.....	34
Figura 4 – a) coleta das amostras com amostrador do Tipo Surber e b) Transferência da amostra para sacos plásticos. ....	36
Figura 5 – a) armazenamento da amostra em balde identificado; b) lavagem das amostras; c) separação dos macroinvertebrados e d) fixação dos macroinvertebrados em álcool 70%. ....	36
Figura 6 – a) identificação dos macroinvertebrados e b) e c) alguns exemplos de macroinvertebrados encontrados. ....	37
Figura 7 – (a) Medição da seção e altura da lâmina da água para determinação da área transversal e (b) posição do molinete no momento da medição.....	40
Figura 8 – Q-boat utilizado para a determinação da vazão do rio Carahá no ponto 15..	40
Figura 9 – a) lançamento de lixo; b) possível descarte de efluente industrial; c) e d) descarte de efluente doméstico. ....	43
Figura 10 – Concentrações de Alumínio e VMPs estabelecidos pela CONAMA 357....	45
Figura 11 – Concentrações de Cloreto e VMPs estabelecidos pela CONAMA 357. ....	46
Figura 12 – Concentrações de Cloro e VMPs estabelecidos pela CONAMA 357.....	47
Figura 13 – Valores de coliformes termotolerantes e VMPs pela CONAMA 357. ....	48
Figura 14 – Valores de condutividade elétrica e VMP pela CETESB. ....	49
Figura 15 – Medidas de Cor e VMP pela CONAMA 357. ....	50
Figura 16 – Valores de DBO <sub>5</sub> e VMPs pela CONAMA 357. ....	51
Figura 17 – Valores de DQO.....	52
Figura 18 – Valores de Dureza e VMP pela Portaria 2914.....	53
Figura 19 – Concentrações de Fenóis e VMPs pela CONAMA 357.....	54
Figura 20 – Concentrações de Ferro e VMPs pela CONAMA 357.....	55
Figura 21 – Concentrações de Fósforo e VMPs pela CONAMA 357.....	56
Figura 22 – Concentrações de Manganês e VMPs pela CONAMA 357. ....	57
Figura 23 – Concentrações de Nitrato e VMP pela CONAMA 357. ....	59
Figura 24 – Concentrações de Nitrito e VMP pela CONAMA 357. ....	59
Figura 25 – Concentrações de NTK e VMPs pela CONAMA 357.....	60
Figura 26 – Concentrações de Amônia e VMP pela Portaria 2914.....	60
Figura 27 – Concentração de Oxigênio Dissolvido e Valores Mínimos recomendados pela CONAMA 357. ....	61
Figura 28 – Valores de pH e respectiva faixa de pH recomendada pela CONAMA 357. ....	62
Figura 29 – Concentração de Sólidos Totais Dissolvidos e VMP pela CONAMA 357. 63	63
Figura 30 – Concentrações de Sólidos Totais. ....	64
Figura 31 – Concentrações de Sólidos Suspensos Totais. ....	64
Figura 32 – Concentrações de Substâncias Tensoativas que reagem com o Azul de Metileno (LAS).....	65
Figura 33 – Concentrações de Sulfato e VMP pela CONAMA 357. ....	66
Figura 34 – Concentrações de Sulfeto e VMPs pela CONAMA 357.....	67
Figura 35 – Valores de temperatura.....	68
Figura 36 – Valores de turbidez e VMPs pela CONAMA 357.....	69
Figura 37 – IQA em termos de porcentagem. ....	70

Figura 38 – Média do IQA por ponto de coleta.....	71
Figura 39 – Dados de vazão média no rio Carahá. O ponto 15 não apresenta barra de intervalo de confiança por ter sido realizada apenas uma medida.....	75
Figura 40 – Resultados do cálculo da carga de DBO <sub>5</sub> .....	77
Figura 41 – Resultados do cálculo da carga de DQO. ....	78
Figura 42 – Diferentes lançamentos de efluentes no Rio Carahá destacados pela elipse em amarelo. ....	79
Figura 43 – Resultados do cálculo da carga de fósforo. ....	80
Figura 44 – Resultados do cálculo da carga de NTK.....	80



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Tabela de pontuação do grau de tolerância para os grupos de macroinvertebrados segundo o índice “Biological Monitoring Work Party System” .....	22
Tabela 2 – Método BMWP-CETEC adaptado para a bacia do alto do rio das Velhas, MG. ....	23
Tabela 3 – Alguns estudos realizados utilizando o IQA. ....	25
Tabela 4 - Alguns estudos realizados utilizando o índice BMWP. ....	26
Tabela 5 – Pontos de coleta. ....	30
Tabela 6 - Métodos de determinação para os parâmetros físico-químicos analisados. (CONTINUA).....	31
Tabela 6 - Métodos de determinação para os parâmetros físico-químicos analisados. (CONCLUSÃO). ....	32
Tabela 7 – Peso atribuído a cada parâmetro. ....	33
Tabela 8 – Índice de Qualidade de Água (IQA). ....	35
Tabela 9 - Classificação de qualidade da água e significado dos valores do Biological Monitoring Work Party Escore System de acordo com Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988), com modificações .....	38
Tabela 10 – Classificação de qualidade da água e significado dos valores do Biological Monitoring Work Party Escore System (BMWP-CETEC) - adaptado por Junqueira et al. (2000). ....	38
Tabela 11 - IQA por ponto de coleta. ....	70
Tabela 12 – Número de indivíduos encontrados por ponto de coleta.....	72
Tabela 13 – Classificação de qualidade da água e significado dos valores do BMWP’ de acordo com Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988), com modificações. Gonçalves (2007). ....	73
Tabela 14 - Índice BMWP por ponto de coleta utilizando a pontuação proposta por Junqueira et al. (2000). ....	73
Tabela 15 – Índices estatísticos ecológicos. ....	74
Tabela 16 - % Oligochaeta+Chironomidae por ponto de coleta. ....	74
Tabela 17 – Cargas médias de poluentes para os pontos 1 e 15.....	81

## LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

ANA – Agência Nacional das Águas

BMWP'- ASPT - Biological Monitoring Work Party System - Average Score Per  
Taxon

CAV – Centro de Ciências Agroveterinárias

CETESB - Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DIN - Deutsches Institut für Normung

DL<sub>50</sub> – Dose letal média

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EPA - Environmental Protection Agency

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IC – Intervalo de Confiança

IQA - Índice de Qualidade da Água

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos

SINGRH - Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SISNAMA - Sistema Nacional de Meio Ambiente

SNIRH - Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos

SST - Sólidos Suspensos Totais

ST - Sólidos Totais

STD - Sólidos Totais Dissolvidos

UDESC – Universidade do Estado de Santa Catarina

VMP – Valor Máximo Permitido

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO</b> .....	13
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	17
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	19
3.1 AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE ÁGUAS SUPERFICIAS .....	19
3.1.1 Índice de Qualidade da Água (IQA) .....	19
3.1.2 Índice Biological Monitoring Work Party System (BMWP).....	20
3.1.3 Vazão .....	23
3.2 ESTUDOS DE RIOS URBANOS .....	24
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	27
4.1 ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS .....	30
4.1.1 Cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA) .....	32
4.2 ANÁLISE DOS PARÂMETROS BIOLÓGICOS.....	35
4.2.1 Cálculo do índice biótico de qualidade da água .....	37
4.3 MEDIÇÃO DE VAZÃO .....	38
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	43
5.1 ALUMÍNIO .....	44
5.2 CLORETO E CLORO TOTAL .....	45
5.3 COLIFORMES TERMOTOLERANTES .....	47
5.4 CONDUTIVIDADE.....	48
5.5 COR.....	49
5.6 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO <sub>5</sub> ) E DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO).....	50
5.7 DUREZA .....	52
5.8 FENOL .....	53
5.9 FERRO .....	54
5.10 FÓSFORO .....	55
5.11 MANGANÊS .....	56
5.12 NITRATO, NITRITO, AMÔNIA E NITROGÊNIO TOTAL .....	57
5.13 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD).....	61
5.14 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (PH) .....	62
5.15 SÓLIDOS TOTAIS (ST), SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (STD) E SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST) .....	63
5.16 SUBSTÂNCIAS TENSOATIVAS QUE REAGEM COM O AZUL DE METILENO (LAS) (SURFACTANTES).....	65
5.17 SULFATO E SULFETO .....	66

5.18 TEMPERATURA .....	67
5.19 TURBIDEZ.....	68
5.20 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA) .....	69
5.21 ANÁLISE FAUNÍSTICA E ÍNDICE BMWP .....	71
5.22 VAZÃO .....	75
5.22.1 Avaliação baseada em carga .....	76
<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>85</b>
<b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</b> .....	<b>87</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>89</b>

## INTRODUÇÃO

A partir da Revolução Industrial, o crescimento desordenado e localizado das demandas, associado aos processos de degradação da qualidade da água, vem engendrando sérios problemas de escassez quantitativa e qualitativa, além de conflitos de uso, até mesmo nas regiões naturais com excedente hídrico (MOTA, 2008).

A água é um recurso natural fundamental para a vida, sendo indispensável em praticamente todas as atividades antrópicas. Sendo um recurso natural limitado, a preocupação com a conservação da qualidade da água tornou-se crescente, concomitante a procura de mecanismos eficazes, capazes de mitigar os impactos ambientais negativos. (BEZERRA et al. 2013).

Segundo informações da Agência Nacional de Águas (2013), apesar de o Brasil possuir 13% da água doce disponível do planeta, a distribuição é desigual, pois cerca de 80% estão concentrados na Região Hidrográfica Amazônica, onde está o menor contingente populacional, pouco mais de 5% da população brasileira, e a menor demanda.

O meio ambiente é extremamente dependente e vulnerável a alterações das condições hidrológicas. Entretanto, como consequências do grande aumento demográfico mundial, notam-se impactos ambientais negativos em função da degradação dos recursos naturais e do acúmulo de resíduos, evidenciando-se ameaças quanto à sustentabilidade da vida humana, comprometendo os recursos naturais por meio da poluição (de forma pontual e, ou, difusa) dos mesmos (UMETSU et al. 2012).

Poluição ambiental, principalmente de recursos hídricos, vem se tornando de interesse público. Não apenas os países desenvolvidos têm sido afetados por problemas ambientais, mas também nações em desenvolvimento sofrem os impactos da poluição, devido à desordem econômica crescente associada com a exploração dos recursos naturais (SILVA e SACOMANI, 2001).

De acordo com a Política Nacional do Meio Ambiente estabelecida na Lei 6.938/1981 (BRASIL, 1981) a poluição das águas é conceituada como qualquer adição de matéria ou energia que, direta ou indiretamente, promova a alteração adversa das características naturais das águas de modo a limitar os usos previstos para mesma.

Regulamentando o parágrafo XIX, a Lei 9433, de 8 de janeiro de 1997 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento

de Recursos Hídricos. A lei estabelece 5 instrumentos de gestão: 1) os planos de recursos hídricos 2) a outorga de direito de uso; 3) a cobrança pelo uso; 4) o enquadramento dos corpos de água em classes de uso; e 5) o Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos – SNIRH, concebido como uma rede de diversos bancos de dados e informações, para acesso aos usuários, cuja alimentação está a cargo de entidades públicas, federais, estaduais e municipais, relacionadas à gestão dos recursos hídricos, sendo coordenado de forma unificada. Entre seus objetivos destacam-se: a divulgação de dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil e o fornecimento de subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos (ABRH, 1997).

No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) adota a bacia hidrográfica como unidade territorial de gestão, e tem como objetivo primeiro garantir água em quantidade e qualidade, tanto para a atual quanto para as futuras gerações (PINTO, 2015). O objetivo visado por este fundamento da Política Nacional de Recursos Hídricos, é permitir a otimização dos usos e a garantia das múltiplas demandas pela água, conhecendo de perto as necessidades e os possíveis conflitos a serem resolvidos, além de permitir um acompanhamento e um monitoramento mais próximo junto ao corpo hídrico (FERREIRA E FERREIRA, 2006).

Dos diversos tipos de ambientes e paisagens terrestres, os rios urbanos são de longe os mais utilizados, ocupados, modificados, degradados, subjugados, e por fim, negados. Na verdade, há uma negação tanto do ambiente dos rios urbanos quanto da parcela da sociedade que habita sua área de influência, problema que permeia praticamente todos os países em desenvolvimento (ALMEIDA e CORRÊA, 2012)

No Brasil, percebe-se visivelmente que com o crescimento desordenado, os rios situados em grandes cidades perderam muitas funções, para se tornarem receptáculos, ou seja, depósitos de lixo, e estão sufocados pela ocupação das margens e com alto nível de poluição. As transformações com o processo de urbanização trouxeram modificações aos corpos hídricos (SANTOS, MOREIRA e ALMEIDA, 2010).

Segundo Tucci (2008), os principais problemas relacionados com a infraestrutura de água no ambiente urbano são:

- Falta de tratamento de esgoto: grande parte das cidades da região não possui tratamento de esgoto e lança os efluentes na rede de esgotamento pluvial, que escoam pelos rios urbanos (maioria das cidades brasileiras);

- Outras cidades optaram por implantar as redes de esgotamento sanitário (muitas vezes sem tratamento), mas não implementam a rede de drenagem urbana, sofrendo frequentes inundações com o aumento da impermeabilização;
- Ocupação do leito de inundação ribeirinha, sofrendo frequentes inundações;
- Impermeabilização e canalização dos rios urbanos com aumento da vazão de cheia (sete vezes) e sua frequência; aumento da carga de resíduos sólidos e da qualidade da água pluvial sobre os rios próximos das áreas urbanas;
- Deterioração da qualidade da água por falta de tratamento dos efluentes tem criado potenciais riscos ao abastecimento da população em vários cenários, e o mais crítico tem sido a ocupação das áreas de contribuição de reservatórios de abastecimento urbano que, eutrofizados, podem produzir riscos à saúde da população.

No atual estágio de desenvolvimento empreendido pelos seres humanos, tem-se observado uma intensa deterioração da qualidade das águas em grande parte de nosso planeta. Considerando a limitação dos recursos hídricos, a situação é muito preocupante, pois, embora a água seja um recurso renovável por meio do ciclo hidrológico, constata-se a ocorrência de processos poluidores que comprometem geralmente a fração da água passível de utilização (SOUZA, COSTA E SOUZA 2007)

De acordo com Tucci (2008), o desenvolvimento urbano tem produzido um ciclo de contaminação, gerado pelos efluentes da população urbana, que são o esgoto doméstico/industrial e o esgoto pluvial. Esse processo ocorre em razão de:

- Despejo sem tratamento dos esgotos sanitários nos rios, contaminando este sistema hídrico.
- O esgoto pluvial transporta grande quantidade de poluição orgânica e de metais que atingem os rios nos períodos chuvosos.
- Contaminação das águas subterrâneas por despejos industriais e domésticos, por meio das fossas sépticas, vazamento dos sistemas de esgoto sanitário e pluvial, entre outros.
- Depósitos de resíduos sólidos urbanos, que contaminam as águas superficiais e subterrâneas, funcionando como fonte permanente de contaminação.
- Ocupação do solo urbano sem controle do seu impacto sobre o sistema hídrico.

Para cada uso da água são exigidos limites máximos de impurezas que a mesma pode conter, estabelecidos por organismos oficiais, que definem os padrões de

qualidade dos corpos hídricos, como meio de melhor determinar um manejo sustentável (MOTA, 2008).

Na região sul do Brasil, em particular, a intensidade e grande diversidade de impactos antrópicos é possivelmente o principal desafio para a gestão dos recursos hídricos. Dentre as diversas bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina, destaca-se a do rio Canoas. Esta bacia possui uma área de 22.808 km<sup>2</sup> e uma área de drenagem de 15.012 km<sup>2</sup>, pertencente à região RH4 de Santa Catarina, a maior em extensão no estado (FERREIRA, 2007). Nesta bacia, encontramos o rio Carahá, principal rio urbano de Lages, o qual tem suas nascentes no bairro Bela Vista e corta a cidade ao longo de seus 9 km de extensão até a sua foz situada no rio Caveiras no bairro Caça e Tiro.

Por estar situado em sua maior parte próximo a áreas povoadas, ao longo de seu percurso o rio Carahá recebe importante parte do esgoto doméstico e industrial da cidade, comprometendo assim a qualidade de suas águas. Embora seja um rio urbano, intensamente afetado pelo uso e ocupação do solo no seu entorno, existem poucos estudos de referência sobre a qualidade da água neste rio, condição que vem trazendo problemas para elaboração de estratégias de gestão como a elaboração do plano de gerenciamento da bacia do rio Canoas. Desta forma, faz-se necessário o desenvolvimento e a aplicação de metodologias que venham a integrar as informações físico-químicas e biológicas como o biomonitoramento utilizando-se organismos aquáticos como macroinvertebrados bentônicos e, dessa forma estabelecer medidas de controle e prevenção a agentes poluidores.

Com base neste cenário, este trabalho visa avaliar a qualidade da água do rio Carahá de forma a apresentar um diagnóstico sob o ponto de vista de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e biológicos.



## 2 OBJETIVOS

O objetivo geral desta foi avaliar a qualidade da água do Rio Carahá por meio de análises biológicas, físico-químicas e hidráulica. De acordo com este objetivo geral, são delineados os seguintes objetivos específicos, a saber:

- Avaliar as concentrações encontradas dos parâmetros físico-químicos analisados e compará-los com os limites de qualidade da água da resolução nacional;
- Calcular o índice de qualidade de água baseado nos indicadores físico-químicos e também com base em coliformes fecais.
- Coletar amostras de água para análise de macroinvertebrados bentônicos e verificar a qualidade da água por meio de seu índice associado;
- Realizar medições de vazão para o cálculo da carga de poluente, permitindo a comparação desta técnica com aquela baseada em concentração;
- Disponibilizar os dados obtidos para serem utilizados como subsídio para a elaboração do plano de gerenciamento da bacia do Rio Canoas e discussão de medidas de recuperação ambiental.



### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 AVALIAÇÃO AMBIENTAL DE ÁGUAS SUPERFICIAS

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução nº 357 (BRASIL, 2005) dispôs sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e define treze classes de qualidade para as águas doces, salobras e salinas do território nacional. Em seu artigo 24, dispõe que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta resolução e em outras normas aplicáveis.

O conhecimento da situação de cada corpo de água permitirá que sejam definidas as medidas a serem adotadas para controle da poluição, bem como controlar as cargas de poluição que o mesmo poderá receber, em função dos seus usos e de sua capacidade de autodepuração, tornando-se necessário que sejam conhecidas as condições de qualidade dos recursos hídricos (MOTA, 2008).

Dessa forma, os sistemas de monitoramento tornam-se ponto de apoio para medidas que promovam a melhoria da qualidade da água e a redução dos impactos causados pelos aproveitamentos dos recursos hídricos, além de servirem como subsídio às decisões tomadas pelos gestores de bacias hidrográficas, permitindo o acompanhamento da eficiência das medidas a serem adotadas e auxiliar novas mudanças de rumo (REBOUÇAS, 2006).

Visando balizar os usos múltiplos dos recursos hídricos, uma importante medida ambiental para diagnosticar um corpo hídrico é o uso de indicadores físicos, químicos e biológicos, os quais são usados para descrever e controlar as condições do ambiente aquático (BONNET et al., 2008).

##### 3.1.1 Índice de Qualidade da Água (IQA)

Uma vez que os dados de monitoramento da qualidade da água são coletados, há necessidade de traduzi-los em uma forma que seja facilmente compreendida e

interpretada de maneira eficaz, para isso o Índice de Qualidade da Água (IQA) desempenha papel importante neste processo de tradução, por ser considerada uma ferramenta de comunicação para transferência de dados de qualidade da água (BHATTI e LATIF, 2011).

Atualmente em vários países a qualidade da água dos rios é realizada usando o IQA, elaborado a partir de uma relação matemática que transforma várias análises dos parâmetros físico-químicos da água em um único número, para assim, facilitar a avaliação da qualidade das águas dos rios (MAANE-MESSAI et al., 2010).

Conceitualmente, é um número resultante de uma síntese de valores e pesos atribuídos à vários parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, e fornece uma indicação relativa da qualidade da água em diferentes pontos no espaço ou tempo (ISAM, 1999).

### 3.1.2 Índice Biological Monitoring Work Party System (BMWP)

Os organismos aquáticos constituem um dos parâmetros biológicos que podem refletir a saúde do corpo d' água, porque reagem a mudanças no seu hábitat. Uma das manifestações mais evidentes nos ambientes impactados é a redução da biodiversidade aquática, causada pela desestruturação do ambiente físico, químico e alterações na dinâmica das comunidades. Esses organismos podem então, ser usados como bioindicadores (espécies, grupos de espécies ou comunidades), possibilitando uma avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição (RUARO, AUGUSTINI e ORSSATTO, 2010).

Os organismos mais comumente utilizados para avaliar impactos ambientais em ambientes aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e a comunidade perifítica, e dentre estes grupos, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido utilizadas constantemente para a avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico. Macroinvertebrados bentônicos são organismos que habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante total ou parcial tempo de seu ciclo de vida, associado aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos como inorgânicos (TANIWAKI e SMITH, 2011).

Os macroinvertebrados bentônicos constituem-se nos melhores bioindicadores de qualidade das águas nos ambientes lóticos devido às suas características sésseis, ao

seu ciclo de vida relativamente longo e à sua fácil visualização (ROSENBERG e RECH, 1993).

De acordo com Hepp e Restello (2007), a comunidade bentônica pode apresentar relações positivas ou negativas com variáveis físicas e químicas. As variações de sua diversidade podem ser relacionadas com a frequência das perturbações ou distúrbios no ambiente.

Em ambientes com perturbações constantes não é atingido o desenvolvimento completo da comunidade, sendo poucas as espécies tolerantes a esses distúrbios (CASTRO e HUBER, 1997).

Segundo Gonçalves (2007), a utilização de índices bióticos como ferramenta para o biomonitoramento da qualidade de recursos hídricos mostra-se um poderoso auxílio no diagnóstico da saúde de rios e lagos. Os índices bióticos aplicados no país são de origem estrangeira na sua maioria, não sendo, portanto, totalmente representativo dos ecossistemas regionais.

O índice *Biological Monitoring Work Party System* (BMWP) é um dos índices biológicos utilizados mais populares. Inicialmente elaborado para rios da Inglaterra (Índice BMWP), foi adaptado por Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988) para a Península Ibérica, acrescentando novas famílias à tabela original, e alterando as pontuações de algumas famílias originais. A fim de diferenciar do índice BMWP original, esta versão modificada é chamada de Índice BMWP'. No Brasil, este índice foi modificado para os rios paranaenses por Loyola (2000) e tem sido amplamente utilizado pelo IAP (Instituto Ambiental do Paraná) em monitoramento de recursos hídricos do estado do Paraná (GONÇALVES, 2007).

Outra variação do Índice BMWP' foi proposto por Junqueira et al. (2000) para rios do estado de Minas Gerais, passando a ser chamado de índice BMWP-CETEC. Os autores revisaram e ajustaram as pontuações já estabelecidas para as famílias de macroinvertebrados bentônicos da bacia do Rio das Velhas, de acordo com sua distribuição e frequência em diferentes graus de saprobidade.

O índice BMWP atribui valores (scores) para cada espécie com base na sua tolerância ao impacto, os valores variam entre 1 e 10 e são atribuídos de acordo com a sensibilidade das espécies a poluentes orgânicos. Famílias sensíveis a altos níveis de poluentes recebem valores mais altos, enquanto famílias tolerantes recebem valores mais baixos (SILVA et al., 2007).

Tabela 1 - Tabela de pontuação do grau de tolerância para os grupos de macroinvertebrados segundo o índice “Biological Monitoring Work Party System” (BMWP’).

<b>Famílias</b>	<b>Pontuação</b>
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanathidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheridae, Phryganidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Leptodostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Athericidae, Blephareceridae, Calamoceratidae, Helicopsychidae, Megapodagrionidae	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyidae, Philopotamidae, Glossosomatidae	8
Ephemerellidae, Prosopistomatidae, Nemouridae, Gryptopterygidae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae	7
Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae, Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae, Corophilidae, Gammaridae, Hyalellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactilidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptohiphidae	6
Oligoneuridae, Polymitarcidae, Dryopidae, Elmidae (Elminthidae), Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae, Hydropsichidae, Tipulidae, Simluidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae, Aeglidae	5
Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae, Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyiidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Syalidae, Corydalidae, Hydracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Limnocoeridae, Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bythinellidae, Sphaeridae, Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae, Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (todas as classes), Syrphidae	1

Fonte: Gonçalves (2007).

Tabela 2 – Método BMWP-CETEC adaptado para a bacia do alto do rio das Velhas, MG.

<b>Famílias</b>	<b>Score</b>
Siphonuridae, Gripopterygidae, Odontoceridae, Helicopsychidae, Hidroscahydae, Leptophieblidae	10
Perlidae, Philopotamidae, Psephenidae, Microsporidae, Pyralidae, Noctuidae, Calopterygidae, Libellulidae, Aeshnida, Hebridae, Leptohyphidae	8
Polycentropodidae, Hydrobiosidae, Leptoceridae, Staphylinidae, Coenagrionidae, Veliidae, Glossomatidae, Hidroptilidae	7
Nepidae, Ancyliidae, Unionidae, Dixidae, Hidropsychidae	6
Elmidae, Gomphidae, Naucoridae, Gerridae, Belostomatidae, Corixidae, Mesoveliidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Dugesiididae, Simulidae, Tipulidae, Baetidae	5
Dytiscidae, Chrysomelidae, Corydalidae, Pscicolidae, Ceratopogonidae, Empidoidea, Gelastocoridae	4
Physidae, Sphaerida, Planorbidae, Glossiphonidae, Athericidae, Tabanidae, Erpobdellidae	3
Chironomidae, Psychodidae, Stratiomyidae, Syrphidae, Ephydriidae	2
Oligochaeta (todas as classes), Culicidae, Sciomyzidae	1

Fonte: Junqueira et al. (2000).

### 3.1.3 Vazão

O entendimento da dinâmica do sistema hidrológico, incluindo-se o regime de fluxos fluviais nas bacias hidrográficas é de grande importância para a gestão e gerenciamento dos recursos hídricos e ambientais. A importância da gestão e do gerenciamento dos recursos hídricos está na elaboração de planos e atividades voltadas ao controle da utilização das águas (ANDRADE e ROCHA, 2011).

A variabilidade hidrológica é entendida como as alterações espaço temporais que possam ocorrer nas variáveis de entrada e saída dos sistemas hidrológicos. A principal entrada é a precipitação, enquanto que a principal variável de saída é a vazão de um rio. Os processos que definem a variabilidade da vazão, estão sujeitos a vários fatores: condições climáticas que caracterizam o escoamento superficial e os volumes infiltrados, e a geologia, que define as condições do escoamento subterrâneo e as vazões

de estiagem, que representa a quantidade das águas de um rio em condições de vazão mínima (CURADO, 2003).

O termo “vazão” significa o “volume de água ou efluente que passa, na unidade de tempo, por uma determinada seção de corpo hídrico”. A expressão “vazão de referência”, conforme definido na Resolução CONAMA nº 357/05, consiste na “vazão do corpo hídrico utilizada como base para o processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas e a necessária articulação das instâncias do Sistema Nacional de Meio Ambiente - SISNAMA e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGRH” (GRANZIERA, 2013).

Rocha (2009) em estudo prévio do regime de fluxo dos rios Aguapeí e Peixe, bacia do alto Paraná também identificou alterações no regime hidrológico, mostrou que especialmente a partir da década de 1970, houve aumento das vazões, sendo possivelmente um dos prováveis fatores responsáveis a ocupação e uso do solo, o outro pode estar relacionado mais diretamente às alterações do regime pluviométrico.

### 3.2 ESTUDOS DE RIOS URBANOS

Na maior parte dos estudos encontrados acerca de Rios Urbanos, a avaliação é feita isoladamente. Ou seja, há estudos que só contemplam análises físico-químicas, bacteriológicas, utilizando muitas vezes o IQA (Índice de Qualidade das Águas), ou apenas comparando os resultados encontrados com os valores permitidos pela legislação vigente, como nos estudos de Bezerra et al. (2013), Antunes, Bittencourt e Rech (2014), Rosa, Oliveira e Saad (2014), Jesus e Souza (2013). É comum encontrar em torno de 5 a 6 pontos de coleta apenas, como nos estudos de Souza, Costa e Souza (2007), Andrade (2009), Xavier e Campos (2007), Andrade e Fechalk (2009), Corrêa (2005).

Outros estudos, consideram somente o aspecto biológico, como as comunidades bentônicas, utilizando o índice BMWP (Biological Monitoring Working Party), nestes estudos, o número de pontos de coleta é ainda menor, chegando a 2 locais apenas como nos estudos de Gonçalves (2007) e Copatti, Schirmer e Machado (2010).

As Tabelas 3 e 4 mostram alguns estudos realizados abrangendo os índices BMWP e IQA, de forma isolada, onde a maioria deles também não levam em conta a vazão e carga dos poluentes.



Tabela 3 – Alguns estudos realizados utilizando o IQA.

<b>Rio</b>	<b>Local</b>	<b>Resumo do IQA</b>	<b>Referência</b>
Nilo	Egito (entre Aswan e o Cairo)	Regular à Bom	(ABDEL-SATAR et al., 2017)
Igarapés Precuá e Rabo de Porco	Bacabeira, MA	Boa à Ruim	(AMORIM, et al., 2017)
Represa dos Alagados	Ponta Grossa, PR	Imprópria à Muito Boa	(GONÇALVES e ROCHA, 2016)
Riacho da Bica	Portalegre, RN	Ruim à Regular	(MEDEIROS et al., 2016)
Dongjiang	China	Médio à Excelente	(SUN et al., 2016)
Águas da Mpumalanga e províncias do Noroeste	Províncias de Mpumalanga e do Noroeste, África do Sul	Razoável à Boa	(WANDA, MAMBA e MSAGATI, 2016)
Yellow	China	Muito Ruim à Boa	(WEI et al., 2016)
Ciambulawung	Província de Banten	Bom	(EFFENDIA, ROMANTO e WARDIATNOB, 2015)
Ribeirão Vermelho	Lavras, MG	Ruim à Médio	(FIA et al., 2015)
Paraíba do Sul	Estado do Rio de Janeiro, localizado entre o Reservatório de Funil e a cidade de Barra do Pirai	Regular à Boa	(PESSOA, AZEVEDO, e DOMINGOS, 2015)
Tapajós	Flona Tapajós (oeste do estado do Pará)	Ótimo à Boa	(BATALHA et al., 2014)
Ganges	Allahabad, Índia	Ruim	(SHARMA et al., 2014)
Rio Grande	Serra da Mantiqueira, MG	Baixa à Boa	(PINTO et al., 2013)
Pardo	Região central do Rio Grande do Sul	Regular à Bom	(MORETTO et al., 2012)
Banguelo	Região de Contagem, Belo Horizonte	Boa à Ruim	(PONTES, MARQUES, e MARQUES, 2012)
Ribeira do Iguape	São Paulo	Boa à Excelente	(LERMONTOV et al., 2009)
Guadarrama e Manzanares	Madri, Espanha	Médio à Bom	(SÁNCHEZ et al., 2007)
Rio do Sal	Sergipe	Péssima	(SOUZA, COSTA e SOUZA, 2007)
Warri	Nigéria	Médio à Bom	(EGBORGE e BENKACOKERT, 1986)

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Tabela 4 - Alguns estudos realizados utilizando o índice BMWP.

<b>Rio</b>	<b>Local</b>	<b>Resumo do BMWP</b>	<b>Referência</b>
São Gonçalo	Rio Grande, RS	Águas Contaminadas / Poluídas	(ALBERTONI, 2017)
Guayas	Equador	Ruim à Boa	(DAMANIK-AMBARITAA et al., 2016)
Reservatório de Ituparanga	Região sudoeste de SP	Muito Ruim	(RODRIGUES et al., 2016)
Shahrood	Noroeste do Irã	Ruim à Muito Boa	(SHARIFINIA et al., 2016)
Ouricuri	Capanema, Pará	Qualidade duvidosa à muito crítica	(SILVA, EVERTON e MELO, 2016)
Jaguari-Mirim	São José da Boa Vista, SP	Muito crítica à Boa	(FERREIRA e FLYNN, 2012)
Córrego Retiro Saudoso	Ribeirão Preto, SP	Regular à Ruim	(KAMADA, LUCCA e LUCCA, 2012)
Pitangui	Paraná	Levemente Poluído à Poluído	(BARBOLA et al., 2011)
Chaguana	Sudoeste do Equador	Ruim à Boa	(DOMINGUEZ-GRANDA, LOCK e GOETHALS, 2011)
Clarito	Cascavel, PR	Muito à Fortemente poluídas	(RUARO, AGUSTINI e ORSSATTO, 2010)
Cambará e afluente	Cruz Alta, RS	Aceitável à Boa e Duvidosa à Boa	(COPATTI, SCHIRMER e MACHADO, 2010)
Alto Jacaré-Guaçu-SP	São Paulo	Ruim à Regular	(ANDRADE, 2009)
Langat	Península da Malásia	Ruim à Boa	(AZRINA et al., 2006)

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Pesquisas que integrem variáveis físico-químicas, biológicas e hidráulicas são poucas, estas quais devem ser desenvolvidas a fim de garantir melhores resultados acerca da avaliação ambiental de rios.

Uma vez que poucos estudos são realizados acerca do Rio Carahá, e este tem função importante para a cidade de Lages, torna-se relevante a avaliação ambiental para conhecimento mais assertivo da situação atual da qualidade deste corpo hídrico para tomada de futuras decisões de recuperação ambiental, bem como elaboração de planos de gestão de recursos hídricos para a região.

#### 4 MATERIAL E MÉTODOS

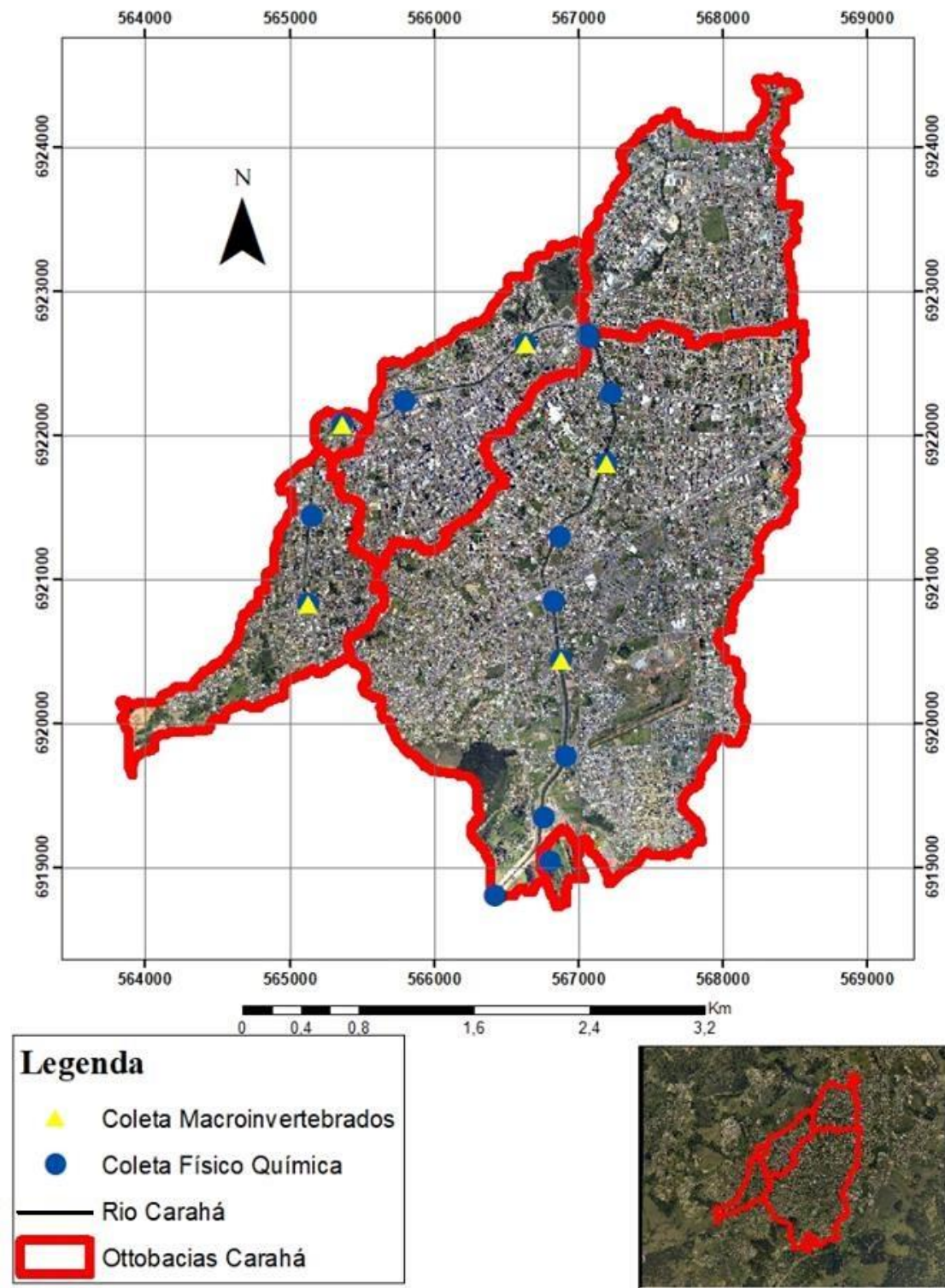
A cidade de Lages é o principal polo econômico do Planalto Serrano de Santa Catarina, onde vive uma população de 158.961 habitantes (IBGE, 2013). O núcleo urbano abrange uma área aproximada de 125km<sup>2</sup>, dividido em 3 distritos, sendo que 92% desta área é drenada por um conjunto de 9 sub-bacias, das quais fazem parte a bacia hidrográfica do Rio Carahá e a bacia do Rio Ponte Grande, afluentes do Rio Caveiras. (NETO et al., 2015).

A nascente do córrego que corta a cidade, o Rio Carahá, está localizada em área de recarga e afloramento do aquífero Guarani, e, embora esteja localizada na área urbana de Lages, mantém características rurais, tais como, a criação de animais domésticos de grande porte (gado e equinos) e a existência de áreas verdes (ANTUNES et al., 2014).

Realizou-se o estudo ao longo do rio Carahá, começando pela nascente do bairro Triângulo até a foz com o rio Caveiras, no município de Lages/SC, com coletas bimensais para os parâmetros físico-químicos e microbiológico (setembro de 2015 à fevereiro de 2017); e quadrimestrais para os parâmetros biológicos (uma coleta para cada estação do ano – março à novembro de 2016).

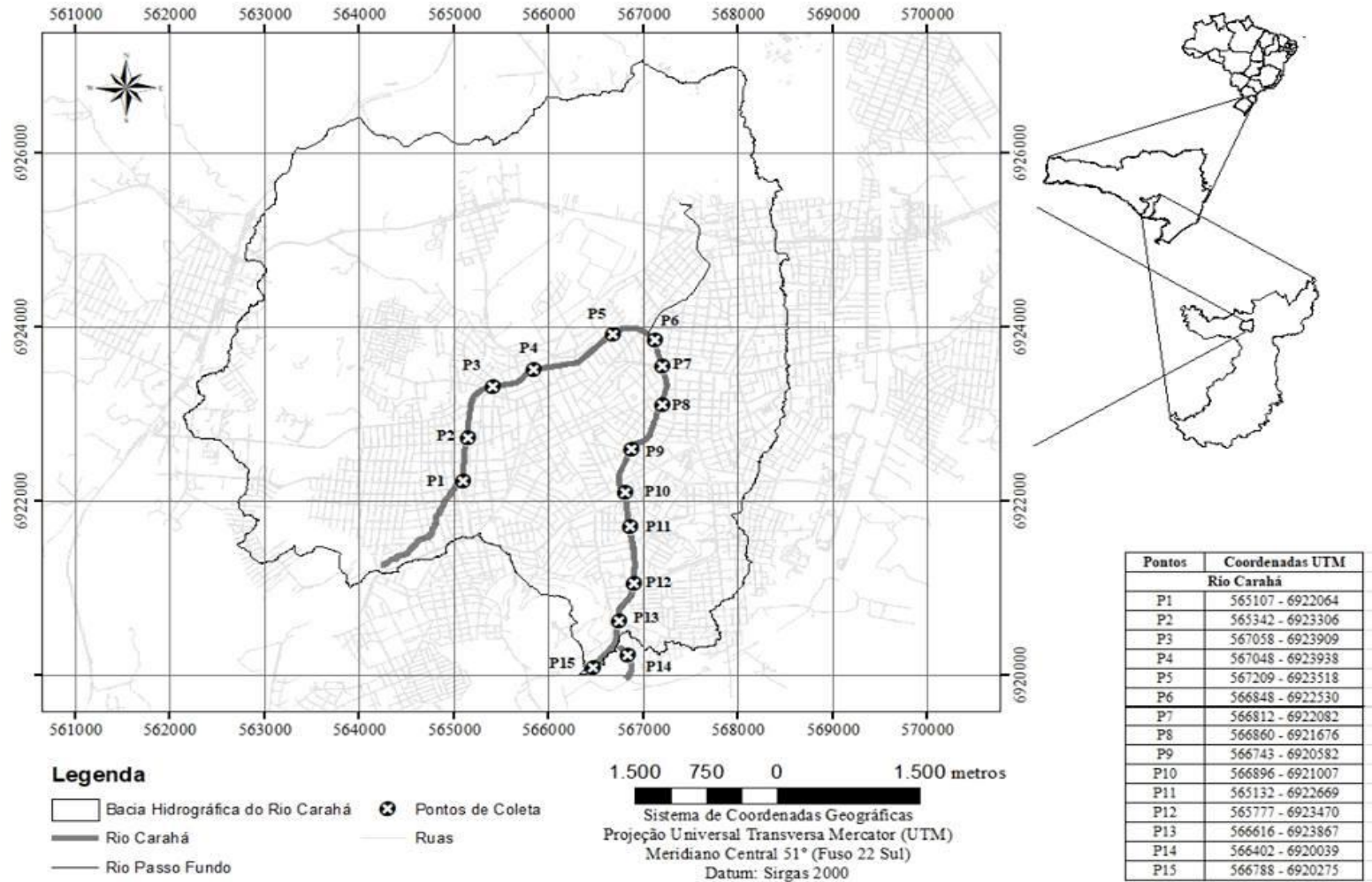
Os 15 pontos amostrais foram escolhidos baseados na metodologia de Ottobacia e também utilizando uma distância média de 500 metros de um ponto a outro conforme mostra a Figura 1.

Figura 1 - Mapa dos pontos de coleta físico-química e macroinvertebrados, baseado na metodologia de Ottobacia.



Fonte: Elaborado pela autora, 2016.

Figura 2 – Pontos de coleta.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Tabela 5 – Pontos de coleta.

PONTO	COORDENADAS UTM	OBSERVAÇÃO
P1	565107 - 6922064	Íncio do Carahá – Em frente a Mecânica Meirauto e ao Supermercado Renata.
P2	565342 - 6923306	Em frente ao Posto American Oil e ao Empório Lanches.
P3	567058 - 6923909	Em frente a Floricultura Sempre Verde.
P4	567048 - 6923938	Em frente a ACIL.
P5	567209 - 6923518	Em frente a Borracharia Tomate e á Feldhaus.
P6	566848 - 6922530	Em frente ao Fórum.
P7	566812 - 6922082	Próximo ao LeCanard, travessa com a R. Presidente Getúlio Vargas.
P8	566860 - 6921676	Em frente a mecânica Paulinho.
P9	566743 - 6920582	Travessa com a R. Frei Gabriel.
P10	566896 - 6921007	Em frente a CIMARCON e Serralheria Aliança.
P11	565132 - 6922669	Em frente ao Dokas Bike.
P12	565777 - 6923470	Após a ponte, início do trecho sem pavimentação.
P13	566616 - 6923867	Em frente a Madreira, antes da ponte do Caça e Tiro.
P14	566402 - 6920039	Antigo trajeto do Rio Carahá. (após aterramento)
P15	566788 - 6920275	Foz do Rio Carahá, encontro com o Rio Caveiras.

Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

#### 4.1 ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

As coletas foram realizadas segundo procedimentos recomendados pelo guia nacional de coleta e preservação de amostras (ANA, 2011). No Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos – LABTRAT/CAV/UEDESC foi realizada a avaliação da qualidade da água segundo parâmetros físico-químicos e bacteriológico. As determinações analíticas das grandezas foram conduzidas de acordo com os procedimentos descritos no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” – SM (APHA, 2005). As exceções envolveram o parâmetro nitrato, o qual foi aplicado o método do Instituto Alemão de Normatização (*Deutsches Institut für Normung* – DIN), e o Nitrogênio Total Kjeldahl executado segundo a metodologia da Agência Americana de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency* – EPA). Os parâmetros e os métodos utilizados estão descritos na Tabela 6.

Tabela 6 - Métodos de determinação para os parâmetros físico-químicos analisados. (CONTINUA)

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Método</b>
Alumínio	mg/L	SM 3500-Al B – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Nitrogênio Total Kjeldahl	mgN/L	Método EPA 1687 (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2001)
Cloreto	mg/L	SM 4500-Cl <sup>-</sup> C – Titulométrico com nitrato de prata
Cloro Total	mg/L	SM 4500-Cl G – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Coliformes Termotolerantes	UFC/100 mL	SM 9222 D – Método da membrana filtrante com posterior contagem de colônias
Condutividade	µS/cm	SM 2510 B – Determinação eletrométrica com sonda multiparâmetro HI 98194 – HANNA
Cor	uH	SM 2120 C – (Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck)
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> )	mg/L	SM 5210 B – Incubação 20°C em 5 dias em garrafas Oxitop-WTW
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/L	SM 5220 D – Refluxo fechado e determinação espectrofotométrica
Dureza	mgCaCO <sub>3</sub> /L	SM 2340 C – Titulométrico com EDTA
Fenol	µg/L	SM 5530 C – Extração com clorofórmio e determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Ferro	mg/L	SM 3500-Fe B – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Fósforo	mgP/L	SM 4500-P B e C – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Manganês	mg/L	SM 3500-Mn B – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Nitrato	mgN/L	DIN 38405-9 – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Nitrito	mgN/L	SM 4500-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Oxigênio Dissolvido (OD)	mg/L	SM 4500-O G – Determinação eletrométrica com sonda multiparâmetro HI 98194 – HANNA
Potencial Hidrogeniônico (pH)	-	SM 4500-H <sup>+</sup> B – Determinação eletrométrica com sonda multiparâmetro HI 98194 – HANNA

Tabela 6 - Métodos de determinação para os parâmetros físico-químicos analisados. (CONCLUSÃO).

Parâmetro	Unidade	Método
Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	mg/L	SM 2540 C – Filtração em membrana e sólidos totais secos em estufa a 180 °C
Sólidos Suspensos Totais (SST)	mg/L	SM 2540 D – Filtração em membrana e sólidos totais secos em estufa a 103–105 °C
Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno (LAS)	mg/L LAS	5540 C – Extração com clorofórmio e determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Sulfato	mg/L	SM 4500-SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> E – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Sulfeto	mg/L	SM 4500-S <sup>2-</sup> D – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck
Temperatura	°C	SM 2550 – Determinação eletrométrica com sonda multiparâmetro HI 98194 – HANNA
Turbidez	NTU	2130 B – Determinação espectrofotométrica no Pharo300-Merck

Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

A determinação de sólidos totais foi realizada somando-se as medidas de STD e SST.

#### 4.1.1 Cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA)

Utilizaram-se os dados obtidos em laboratório para o cálculo do índice de qualidade de águas (IQA<sub>NSF</sub>), o qual expressa em uma escala de 0 a 100 o nível de contaminação presente em um determinado corpo de água em termos de parâmetros físico-químicos e microbiológico (coliformes termotolerantes). Elaborado pela *National Sanitation Foundation* na década de 70, originalmente esse indicador foi concebido para avaliar a qualidade geral das águas dos rios não poluídos (OTT, 1978).

Conceitualmente, é um número resultante de uma síntese de valores e pesos atribuídos aos vários parâmetros analisados, e fornece uma indicação relativa da qualidade da água em diferentes pontos no espaço ou tempo. A criação desse indicador baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade das águas que indicaram os parâmetros a serem avaliados, o peso relativo dos mesmos e a condição com que se apresentam cada parâmetro, segundo uma escala de valores. Selecionaram-se nove indicadores: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica



de oxigênio ( $DBO_5$ ), nitrato, oxigênio dissolvido, sólidos totais (resíduo total), fósforo total, turbidez e coliformes fecais (termotolerantes). Calculou-se o  $IQA_{NSF}$  pelo produto ponderado das notas atribuídas a cada parâmetro de qualidade de água citado anteriormente (equação 1), sendo que a nota de cada parâmetro é atribuída segundo curvas pré-estabelecidas (Figura 3).

$$IQA_{NSF} = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Equação (1)

Onde:

$IQA$  é o índice de qualidade da água (limites de 0 a 100);

$q_i$  é a qualidade do parâmetro  $i$ , obtido pela curva média específica de qualidade;

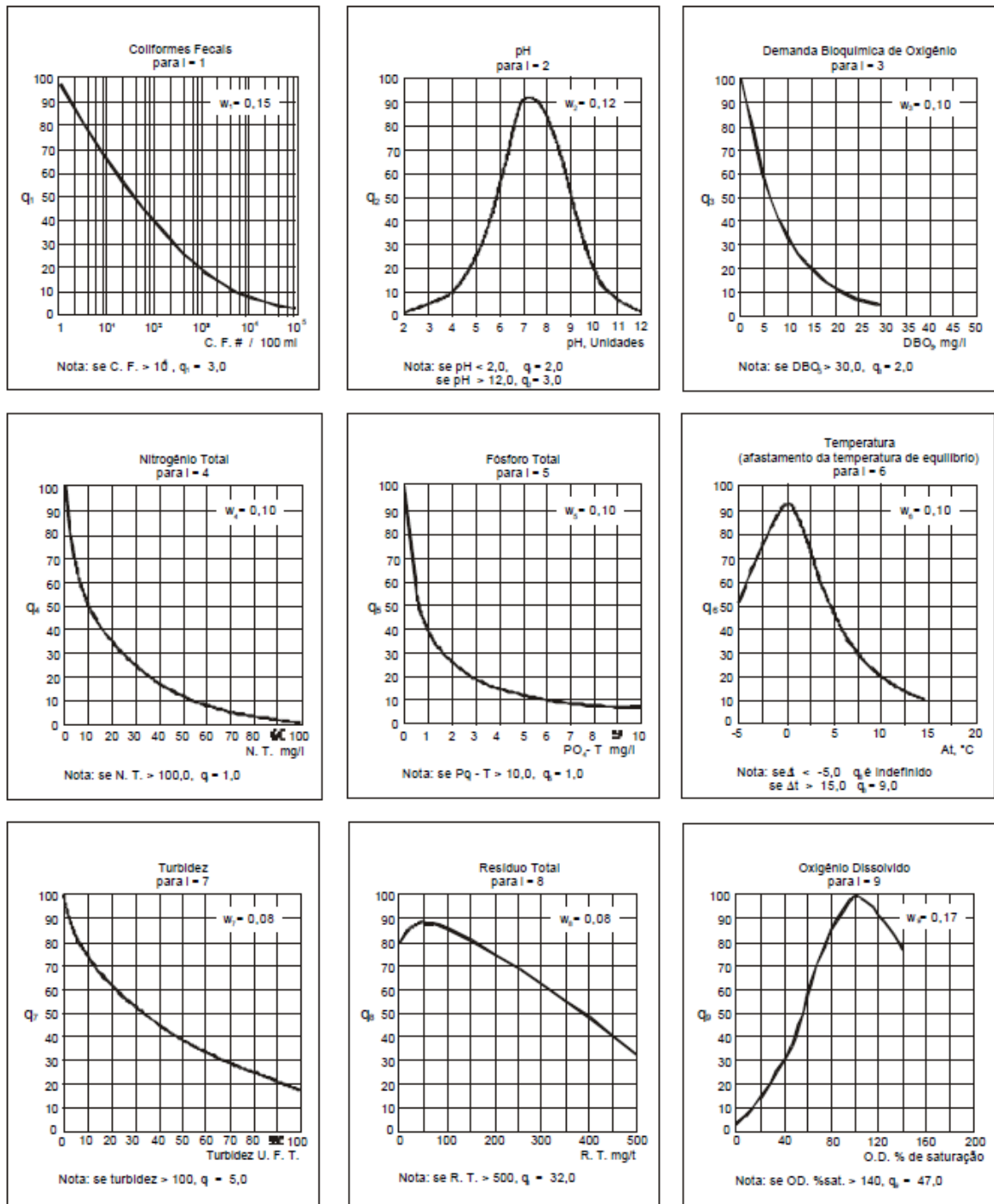
$w_i$ : peso atribuído ao parâmetro em função de sua importância na qualidade entre 0 e 1.

Tabela 7 – Peso atribuído a cada parâmetro.

<b>Parâmetro</b>	<b>Peso relativo</b>
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes fecais	0,15
pH	0,12
Demanda bioquímica de oxigênio	0,10
Fosfato total	0,10
Temperatura	0,10
Nitrogênio total	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos totais	0,08

Fonte: CETESB (2006).

Figura 3 – Curvas de valoração da condição de cada parâmetro.



Fonte: CETESB (2006).

Tabela 8 – Índice de Qualidade de Água (IQA).

<b>Qualidade</b>	<b>Faixa</b>	<b>Cor de referência</b>
Ótima	91 a 100	Azul
Boa	71 a 90	Verde
Razoável	51 a 70	Amarelo
Ruim	26 a 50	Laranja
Péssima	0 a 25	Vermelho

Fonte: Agência Nacional das Águas.

## 4.2 ANÁLISE DOS PARÂMETROS BIOLÓGICOS

Utilizou-se o protocolo de coleta e preparação de amostras proposto por Silveira et al. (2004) com modificações. Em cada ponto recolheram-se três amostras contendo água e substrato: uma do fundo, uma da margem esquerda e outra da margem direita. Para recolhimento das amostras utilizou-se um amostrador do tipo Surber, com 0,9 m<sup>2</sup>, o qual foi posicionado contra a correnteza. Recolheu-se para o seu interior o substrato presente na área da rede coletora, com ajuda de uma escova. Em seguida, transfere-se o material para sacos plásticos, fixados com álcool 70% e acondicionados dentro de baldes previamente identificados, de forma a serem transportados para o Laboratório de Biologia do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC).

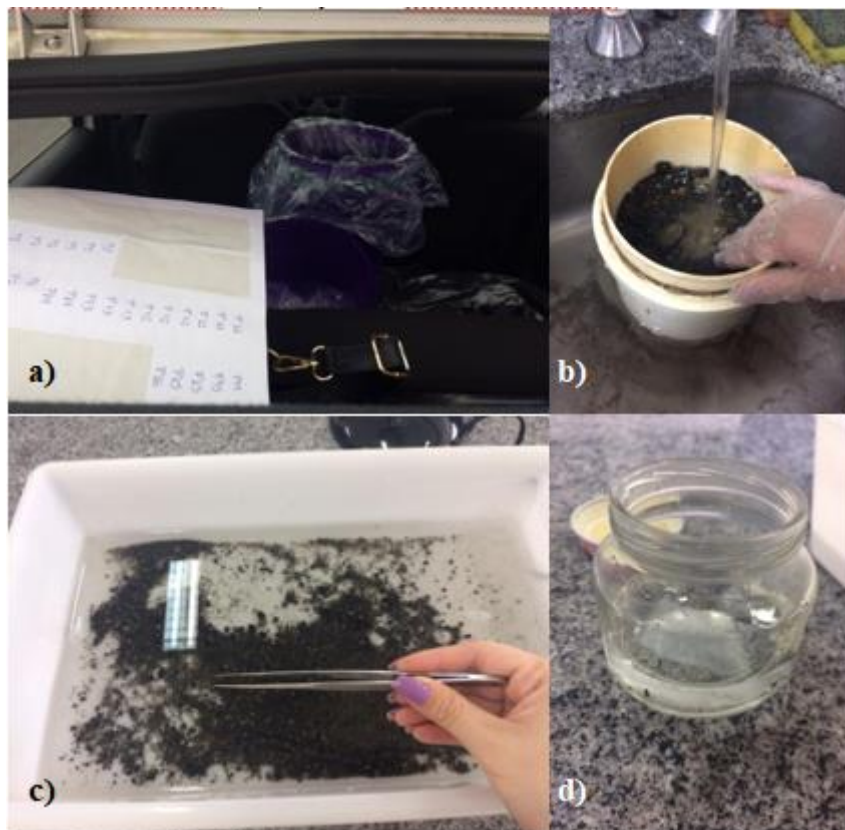
Em laboratório, lavaram-se as amostras com água e colocam-se em bandejas translúcidas onde os macroinvertebrados são separados do restante do material, e fixados novamente em álcool 70%. Após a separação do material, os macroinvertebrados são identificados até o nível de Família, utilizando-se as seguintes chaves de identificação: Mugnai; Nessimian; Baptista (2010), Costa et al. (2006), Pereira et al. (2007), Souza et al. (2007), Pinho (2008), Lecci & Froehlich (2007), Mariano e Froehlich (2007), Segura et al. (2011). Tabularam-se os dados obtidos dos quais foram submetidos ao índice BMWP' e BMWP-CETEC para avaliação da qualidade da água nos 5 pontos de coleta, utilizando as tabelas 1 e 2, propostas por Gonçalves (2007) e Junqueira et al. (2000), respectivamente.

Figura 4 – a) coleta das amostras com amostrador do Tipo Surber e b) Transferência da amostra para sacos plásticos.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 5 – a) armazenamento da amostra em balde identificado; b) lavagem das amostras; c) separação dos macroinvertebrados e d) fixação dos macroinvertebrados em álcool 70%.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 6 – a) identificação dos macroinvertebrados e b) e c) alguns exemplos de macroinvertebrados encontrados.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

A Riqueza de táxons e a abundância de indivíduos foi contabilizada, bem como os índices de Diversidade de Shannon, o índice de riqueza de Margalef e o índice de Dominância de Berger\_Parker foram calculados utilizando-se o Programa Past 2.1 (Hammer et al. 2001)

A porcentagem Oligochaeta + Chironomidae foi calculada para cada ponto analisado por meio de uma regra de três:

$$\begin{array}{r} \text{Oligochaeta + Chironomidae} \quad \text{—————} \quad x \\ \text{Abundância} \quad \text{—————} \quad 100\% \end{array}$$

#### 4.2.1 Cálculo do índice biótico de qualidade da água

O índice BMWP (Biological Monitoring Working Party) ordena as famílias de macroinvertebrados aquáticos em 9 grupos, seguindo um gradiente de menor a maior tolerância dos organismos quanto à poluição orgânica. A cada família se fez corresponder uma pontuação, que oscila de 10 a 1, sendo que as famílias mais sensíveis à contaminação recebem as pontuações maiores, chegando, em ordem decrescente, até 1, onde estão aquelas mais tolerantes.

No índice BMWP, monta-se uma tabela com as famílias que ocorreram no local e suas respectivas pontuações. Soma-se as pontuações. Neste estudo, a avaliação da qualidade de água é determinada pelos critérios apresentados nas Tabelas 9 e 10.

Tabela 9 - Classificação de qualidade da água e significado dos valores do Biological Monitoring Work Party Escore System de acordo com Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988), com modificações.

<b>Classe</b>	<b>Qualidade</b>	<b>Valor</b>	<b>Significado</b>	<b>Cor</b>
<b>I</b>	Ótima	> 150	Águas prístinas (muito limpas)	Lilás
<b>II</b>	Boa	101 a 150	Águas não poluídas, sistema perceptivelmente não alterado	Azul
<b>III</b>	Aceitável	61 a 100	Evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
<b>IV</b>	Duvidosa	36 a 60	Águas poluídas (sistemas alterados)	Amarela
<b>V</b>	Crítica	16 a 35	Águas muito poluídas (sistemas muito alterados)	Laranja
<b>VI</b>	Muito crítica	< 15	Água fortemente poluída (sistemas fortemente alterados)	Vermelho

Fonte: ALBA-TERCEDOR, J. & SANCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simples para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4:51-56, 1988.

Tabela 10 – Classificação de qualidade da água e significado dos valores do Biological Monitoring Work Party Escore System (BMWP-CETEC) - adaptado por Junqueira et al. (2000).

<b>Classe</b>	<b>Faixa de “score”</b>	<b>Qualidade da água</b>
<b>I</b>	>81	Excelente
<b>II</b>	80 - 61	Boa
<b>III</b>	60 - 41	Regular
<b>IV</b>	40 - 26	Ruim
<b>V</b>	<25	Péssima

Fonte: Junqueira et al. (2000).

#### 4.3 MEDIÇÃO DE VAZÃO

Com relação à coleta de dados de vazão, foram realizadas três campanhas de medições ao longo dos 15 pontos monitorados. As medidas foram realizadas em períodos secos, antecedidos com pelo menos 72 horas de ausência de precipitação.

Para esta atividade, foi utilizado o método de medição a vau, nos pontos de 1 a 12, aplicando um molinete da marca OTT/HYDROMET. Molinetes são aparelhos constituídos de palhetas, hélices ou conchas móveis, as quais, impulsionadas pelo

líquido, dão um número de rotações proporcional à velocidade da corrente (NETO, 2015). Após a obtenção do número de voltas da hélice num dado intervalo de tempo (normalmente 50 s), é determinado a velocidade do fluxo por meio da equação do molinete (Equação 2). Esta equação é fornecida pelo fabricante do aparelho, sendo calibrada para cada equipamento (CARVALHO, 2008).

$$v = a.r + b \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

$v$  é velocidade da água (m/s);

$r$  é rotação (rps – rotações por segundo);

$a$ ,  $b$  são constantes empíricas características do molinete (0,2177 e 0,028, respectivamente)

Segundo Porto, Filho e Silva (2001), o método a vau é aplicado a medições com nível d'água não superior a 1,20 m e velocidade compatível com a segurança do operador. Este método considerou a obtenção de um perfil de velocidade no canal de medição, possibilitando a determinação da vazão a partir destes dados. Esta determinação foi realizada multiplicando-se a velocidade média do canal pela área transversal ao fluxo, medida com auxílio de trena e a própria haste graduada do molinete. A leitura da velocidade média foi realizada a 60 % abaixo da lâmina de água, segundo orientações apresentadas por Santos et al., (2001) (Figura 7). Além disso, para a determinação da velocidade média, foram consideradas medidas individuais ao longo da largura do canal. Para os pontos com largura até 3 metros, o espaçamento das medidas foi 0,20 m, para largura entre 3 e 6 metros o espaçamento foi de 50 cm e para largura entre 6 e 15 metros, foi considerado o valor de 1 metro (NETTO et al., 1998).

Figura 7 – (a) Medição da seção e altura da lâmina da água para determinação da área transversal e (b) posição do molinete no momento da medição.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Para os pontos 13, 14 e 15, devido a profundidade do rio, a qual comprometeria a segurança dos medidores, utilizou-se o equipamento *Q-boat 1800P* para medição (Figura 8). Realizou-se apenas uma medição pois o equipamento sofreu avarias e ficou indisponível para as outras duas campanhas de medição. O equipamento *Q-boat* fica sob responsabilidade do Laboratório de Hidrologia do CAV/UEDESC e é um barco controlado remotamente que possui acoplado a si um sensor ADCP (*Acoustic Doppler Current Profilers*) e um ecobatímetro, que possibilitam realizar tanto a medição da vazão como a batimetria da seção transversal de um canal, permitindo a determinação da área da seção transversal. Esta determinação pode ser visualizada de forma instantânea por meio do aplicativo *WinRiverII* que acompanha o equipamento (RICARDO, 2016).

Figura 8 – *Q-boat* utilizado para a determinação da vazão do rio Carahá no ponto 15.



Fonte: Ricardo (2016).



De posse dos dados de concentração e vazão, foi possível realizar o cálculo da carga de poluentes  $F$ . Para isto, utilizou-se a média das vazões em cada ponto, bem como os valores médios da concentração (determinados em laboratório) dos parâmetros conforme a equação 3.

$$F = Q * C \quad \text{Equação (3)}$$

Onde:  $F$  é a carga (g/h ou Kg/h)

$Q$  é a vazão (L/h)

$C$  é a concentração (g/L ou Kg/L)

A representação da poluição do longo do rio em termos de carga será posteriormente discutida e comparada com a representação equivalente baseada em concentração dos seguintes parâmetros: alumínio, ferro total, manganês, cloro total, cloreto, dureza, fenóis, nitrito, nitrato, sólidos totais dissolvidos, sólidos suspensos totais, sulfeto, sulfato e tensoativos que reagem com o azul de metileno (LAS).



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ainda que uma quantidade próxima a 30% do esgoto seja tratado, muitos moradores lançam seus efluentes domésticos diretamente no Rio. Segundo um jornal local, Correio Lageano (2011), desde o bairro Santa Helena até o Bom Jesus, o Carahá é bombardeado por todo tipo de resíduo. Logo abaixo de uma de suas nascentes no Triângulo, já recebe a descarga de duas redes de esgoto.

A nascente do bairro Triângulo está canalizada, em um local altamente povoado.

Esses fatos contribuem para as concentrações elevadas de muitos parâmetros no Ponto 1. Já as concentrações discrepantes no Ponto 14 com relação aos outros pontos na análise de muitos parâmetros se dão devido as características lênticas do ambiente.

Por meio de análise visual, é possível observar interferentes da qualidade da água: lançamento de lixo, efluentes domésticos e possível lançamento de efluente industriais, como mostra a Figura 9.

Figura 9 – a) lançamento de lixo; b) possível descarte de efluente industrial; c) e d) descarte de efluente doméstico.



Fonte: a) DIÁRIO CATARINENSE (2017); b), c) e d) Elaborado pela autora, 2017.

Este cenário, confirma os resultados encontrados nas análises físico-químicas e biológicas.

A partir dos dados gerados e das análises em laboratório, aplicou-se tratamento estatístico convencional, para obtenção de médias, desvio padrão e intervalo de confiança (95%) das variáveis analisadas, das quais foram então comparadas aos valores recomendados pela resolução 357/05 do CONAMA, para águas doces, classes I, II, III e IV. Os parâmetros que não estão estabelecidos na referida resolução, foram comparados com a Portaria 2914/11 que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade e com valores orientadores para águas superficiais da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

### 5.1 ALUMÍNIO

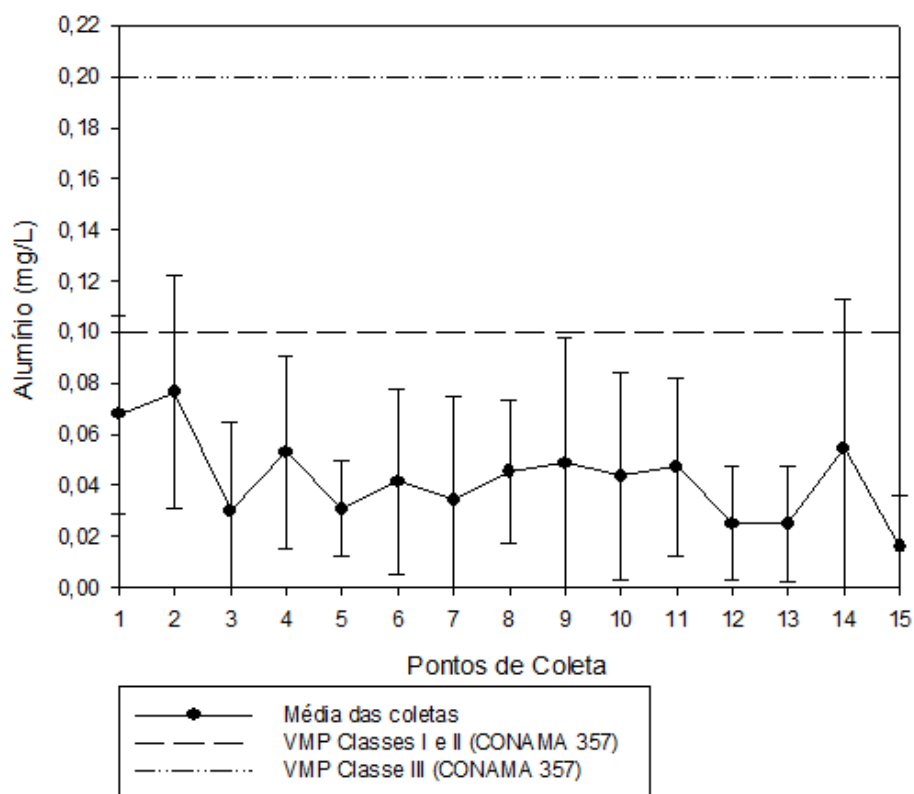
O comportamento do alumínio no ambiente depende de como se encontra e das características do meio, complexa-se com moléculas de água, ânions cloretos, sulfatos, nitratos, fosfatos e material húmico (MIRANDA et al., 2009).

No caso do rio Carahá todas as concentrações encontradas em todos os pontos estão abaixo do VMP para classes I e II (0,1 mg/L) e também para classe III (0,2 mg/L).

Nos pontos 2 e 14, considerando um intervalo de confiança (IC) com 95% de confiança, as médias podem ficar acima do VMP para classes I e II, como mostra a Figura 10.

Segundo a CETESB (2012), as concentrações do alumínio dissolvido em águas com pH próximo a neutro geralmente estão entre 0,001 e 0,05 mg/L, mas aumentam para 0,5–1 mg/L em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica. Estes dados justificam os valores de Al encontrados, conforme mostram os gráficos de pH (Figura 28) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (Figura 16).

Figura 10 – Concentrações de Alumínio e VMPs estabelecidos pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

## 5.2 CLORETO E CLORO TOTAL

Segundo o Instituto Mineiro De Gestão Das Águas (2007), os íons cloretos são advindos da dissolução de sais. Um aumento no teor desses ânions na água é indicador de uma possível poluição por águas utilizadas na agricultura, bem como esgotos (através de excreção de cloreto pela urina) ou por despejos industriais.

De acordo com a CETESB (2009) cada pessoa expele através da urina cerca 4 g de cloreto por dia, que representam cerca de 90 a 95% dos excretos humanos, o restante é expelido pelas fezes e pelo suor. Tais quantias fazem com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam 15 mg/L.

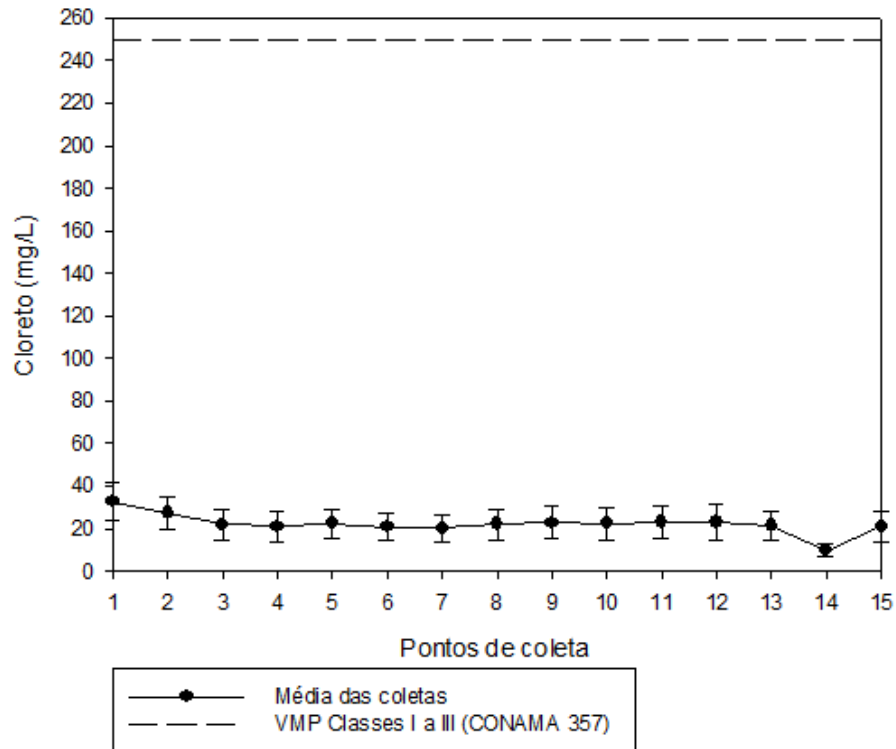
Sendo assim, as concentrações deste ânion encontradas, são confirmadas pela alta carga de efluentes domésticos despejados no rio.

Os resultados obtidos de cloreto encontram-se todos abaixo do VMP pela CONAMA 357 (250 mg/L para classes I, II e III).

Alta concentração de Cl pode tornar a água desagradável e imprópria para consumo e para animais (WINTER et al., 2011), e geralmente ocorre perto de esgotos e resíduos (HOU et al., 2016).

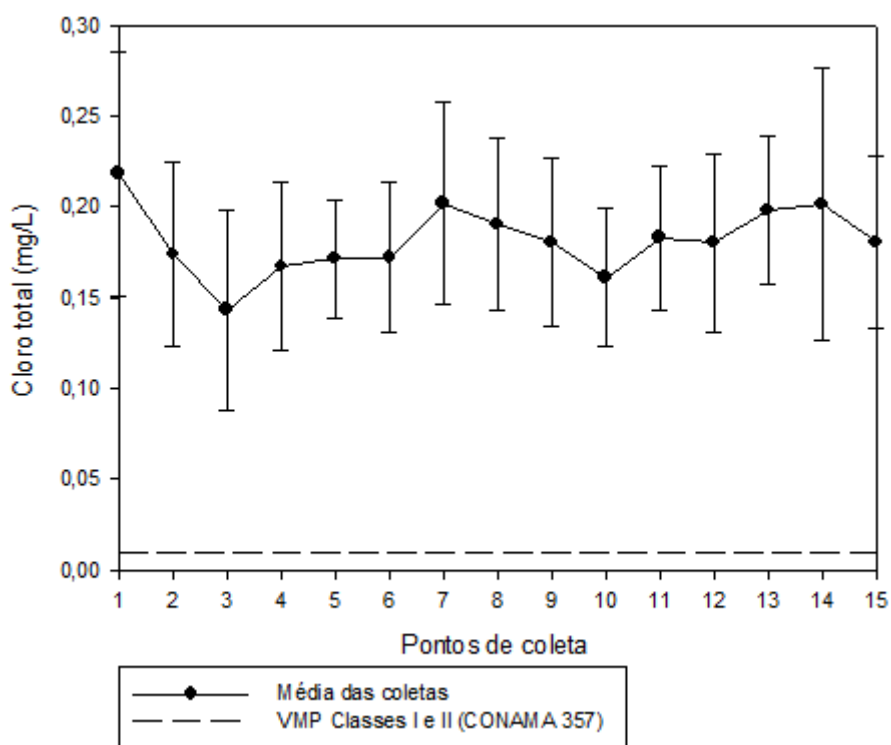
Em todos os pontos, as concentrações de cloro estão acima dos VMPs para classes I e II (0,01 mg/L).

Figura 11 – Concentrações de Cloreto e VMPs estabelecidos pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 12 – Concentrações de Cloro e VMPs estabelecidos pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

### 5.3 COLIFORMES TERMOTOLERANTES

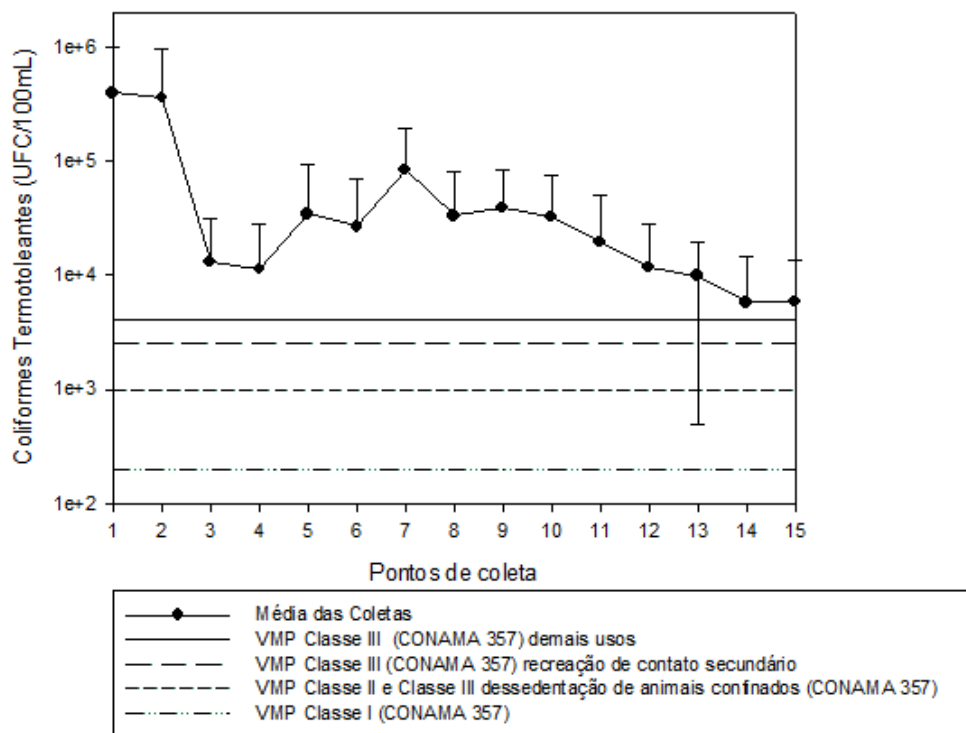
O uso da bactéria coliforme fecal para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme total, porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente. Os organismos do grupo coliformes, têm se mostrado como os melhores indicadores da possível presença de seres patogênicos (causadores de doenças ao homem), porém a presença destes por si só, não representa perigo à saúde, mas pode indicar a possível presença de outros seres causadores de problemas à saúde, além também de determinar a potabilidade das águas e consequentes o destino de seu uso. (SOUZA, COSTA e SOUZA, 2007)

Todos os pontos ultrapassaram todos os VMPs pela CONAMA 357. Com a aplicação IC, pode haver outras concentrações, alterando as interpretações, como no ponto 13. Os altos valores encontrados (citando a maior concentração, Ponto 1 com 395.158,25 UFC/100mL) para este recurso hídrico indicam altos despejos de carga orgânica, provenientes principalmente de esgotos sanitários.

No estudo de Amorim et al. (2017), dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, MA, os valores chegaram a atingir 24.000 NMP.100mL<sup>-1</sup> de coliformes, no estudo realizado no

Rio do Sal, Sergipe, por Souza, Costa e Souza (2007), encontram-se valores próximos a 9.000.000 UFC/100mL, resultado estes devido ao recebimento de esgotos domésticos.

Figura 13 – Valores de coliformes termotolerantes e VMPs pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

#### 5.4 CONDUTIVIDADE

Segundo Oliveira e Silva (2014), condutividade é a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica, cujos valores são expressos em micro Siemens ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ). Este parâmetro está relacionado com a presença de íons dissolvidos na água, que são partículas carregadas eletricamente. Quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica na água.

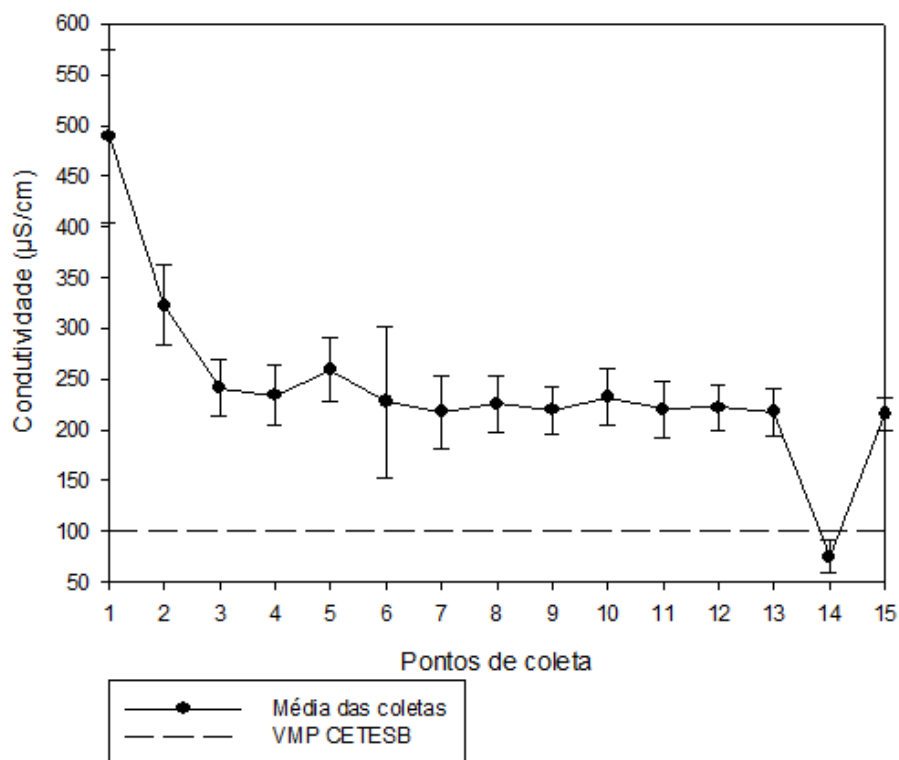
A resolução 357/2005 do CONAMA não determina valores para esse parâmetro embora a CETESB, considere que valores superiores a 100  $\mu\text{S/cm}$  são indicativos de ambientes impactados. Com exceção do ponto 14, os demais pontos apresentam indícios de locais impactados.

Da mesma forma que Lelis et al. (2015), estudou a qualidade das águas do Rio Formoso, MS, encontrando valores de condutividade de até 424 e verificando que os mesmos se davam pela presença de sólidos dissolvidos, neste estudo é possível



constatar que os valores de sólidos dissolvidos têm correlação direta com a condutividade elétrica devido a concentração de íons presentes, alterando a qualidade da água.

Figura 14 – Valores de condutividade elétrica e VMP pela CETESB.



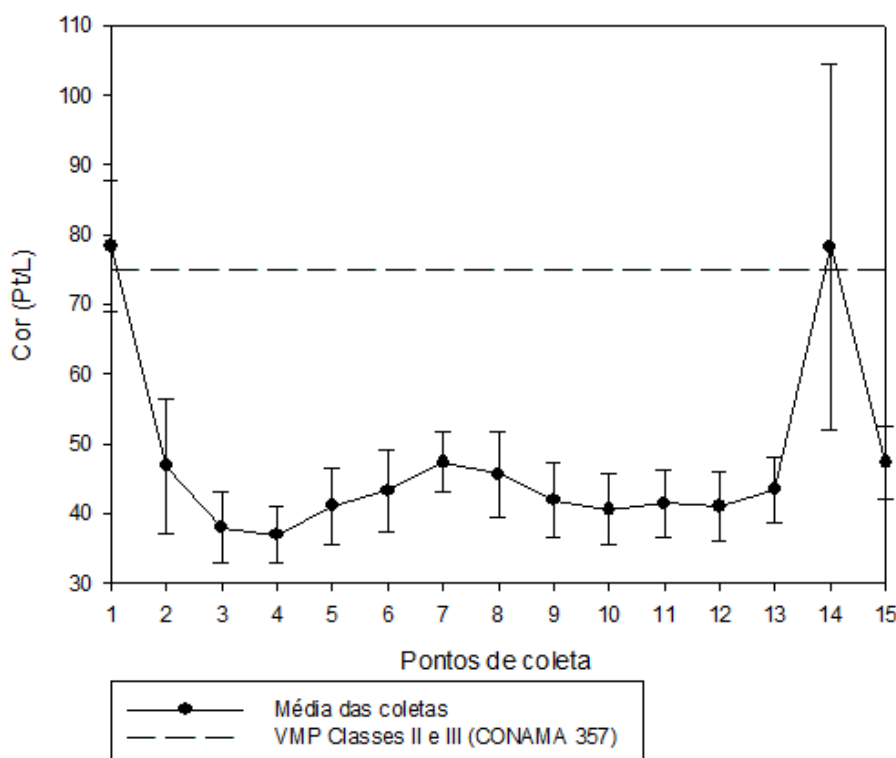
Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

## 5.5 COR

Segundo Renovato, Sena e Silva (2013) a cor da água surge, em geral a partir da presença de matéria orgânica e/ou inorgânica, mas também por substâncias metálicas como o ferro e o manganês.

Apenas as concentrações dos pontos 1 (78,39 Pt/L) e 14 (78,28 Pt/L) ficaram acima do VMP (75 Pt/L) para classes II e III, devido as suas características já comentadas.

Figura 15 – Medidas de Cor e VMP pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

## 5.6 DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO<sub>5</sub>) E DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)

Segundo Souza, Costa e Souza (2007) a DBO<sub>5</sub> de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. Os maiores aumentos em termos de DBO<sub>5</sub>, num corpo d'água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica.

Os valores de DBO<sub>5</sub> variaram de 8,94 mg/L (ponto 12) à 35,56 mg/L (ponto 1).

Com exceção dos pontos 12 e 13, os demais pontos ficaram todos acima dos VMPs pela CONAMA 357 (3 mg/L, 5mg/L e 10 mg/L para classes I, II e III respectivamente).

Fia et al. (2015), encontrou valores de DBO de até 69,5 mg/L na bacia hidrográfica do Ribeirão Vermelhão, da qual reflete o observado in loco quando da amostragem da água, pois a área, na sua maior parte, apresenta lançamento clandestino de esgoto no corpo d'água, áreas de erosão, degradação da cobertura vegetal e transporte de lixo, devido ao acúmulo nas margens, situação muito semelhante ao Rio Carahá.

Com a aplicação do IC, a maior parte dos pontos podem apresentar diferentes concentrações e conseqüentemente ficar abaixo de alguns VMPs.

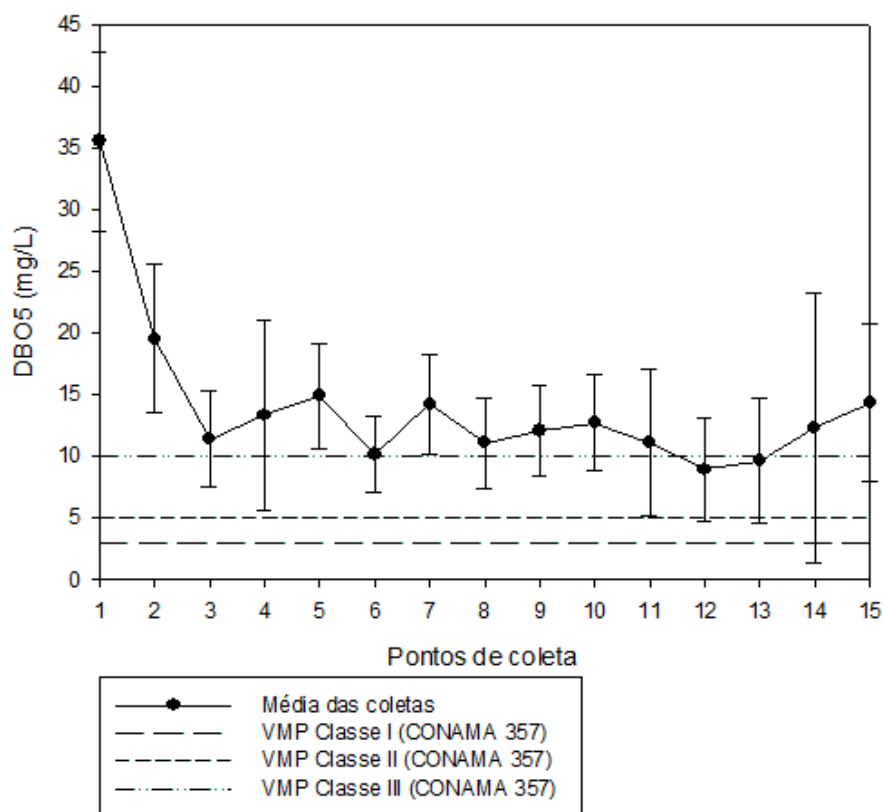
A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir a completa extinção do oxigênio da água, (o que já pode ser evidenciado nas águas do rio do Carahá, que apresentam valores muito baixos de OD), provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática.

Segundo Valente, Padilha e Silva (1997), a demanda química de oxigênio (DQO) é o indicador de matéria orgânica baseado na concentração de oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, em meio ácido e condições energéticas por ação de um agente químico oxidante forte.

A DQO variou de 32,58 mg/L (ponto 7) à 87,13 mg/L (ponto 1).

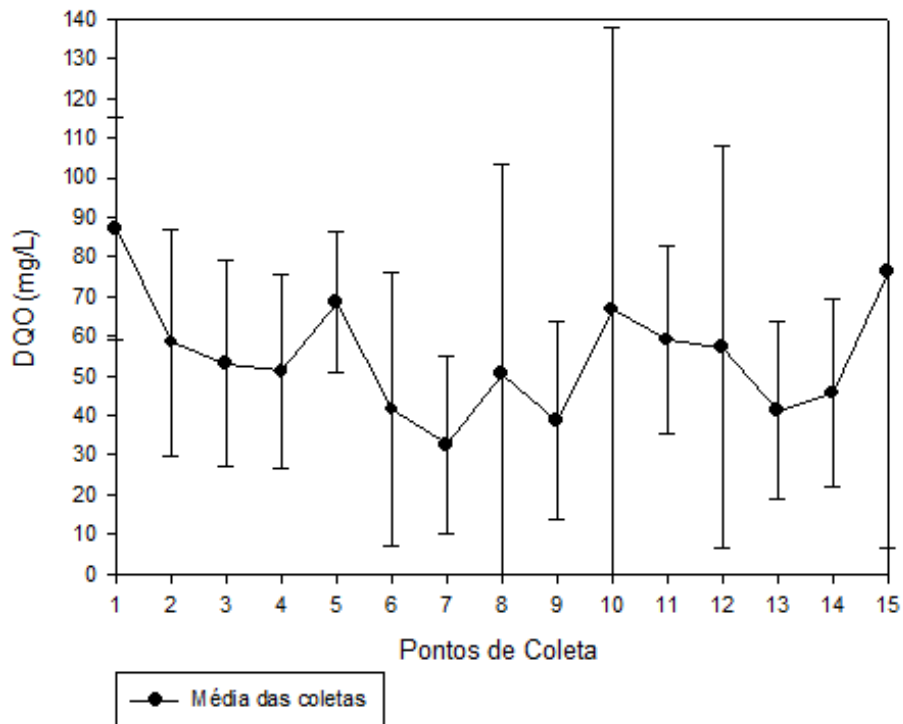
Neste estudo, foi possível constatar que os altos valores de DQO comparados a  $DBO_5$ , refletem a alta quantidade total de componentes oxidáveis, seja carbono ou hidrogênio de hidrocarbonetos, nitrogênio (de proteínas, por exemplo), ou enxofre e fósforo de detergentes. A relação  $DBO_5/DQO$  também é importante e será abordada no item de avaliação de carga.

Figura 16 – Valores de  $DBO_5$  e VMPs pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborada pela autora, 2017.

Figura 17 – Valores de DQO.



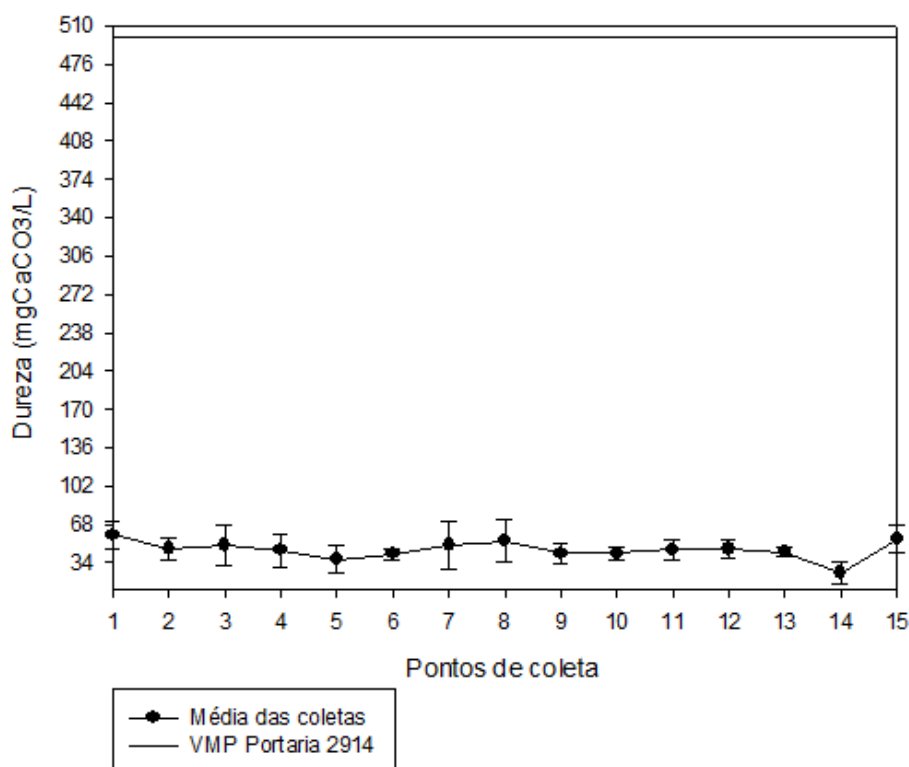
Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

## 5.7 DUREZA

De acordo com a CETESB (2017), a dureza é causada pela presença de cálcio e magnésio, principalmente, além de outros cátions como ferro, manganês, estrôncio, zinco, alumínio, hidrogênio, etc, associados a ânions carbonato (mais propriamente bicarbonato, que é mais solúvel) e sulfato, principalmente, além de outros ânions como nitrato, silicato e cloreto.

Este parâmetro não apresenta concentrações significativas ao longo do rio Carahá, e ainda que a resolução CONAMA 357 não estabeleça VMP, os valores encontrados estão muito abaixo do VMP pela Portaria 2914 (500mgCaCO<sub>3</sub>/L).

Figura 18 – Valores de Dureza e VMP pela Portaria 2914.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

## 5.8 FENOL

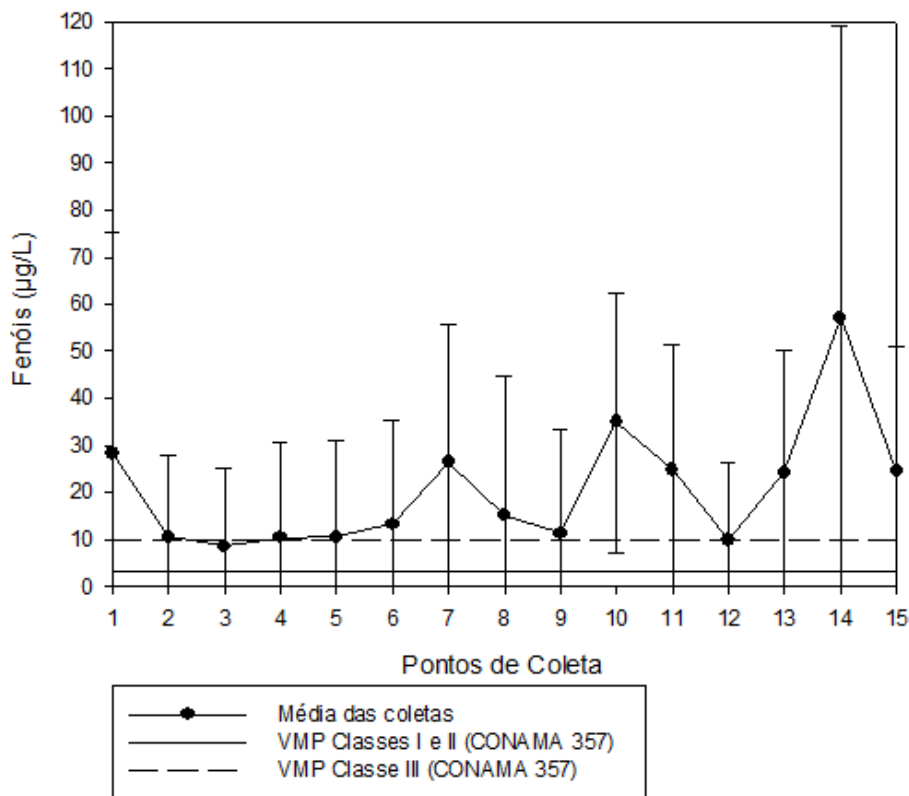
Os compostos fenólicos enquadram-se nos resíduos resultantes da biodegradação de resíduos naturais (VASSILEV et al., 1994) e da atividade antrópica; são encontrados no solo e na água, mas apesar de distribuídos na natureza fazem parte dos principais poluentes tóxicos residuais descartados por uma grande variedade de indústrias (MARR et al., 1996; KARAM & NICELL, 1997; PIERREHUMBERT et al., 2002).

De acordo com a CETESB (2017), os fenóis e seus derivados aparecem nas águas naturais através das descargas de efluentes industriais. Indústrias de processamento da borracha, colas e adesivos, resinas impregnantes, componentes elétricos (plásticos) e as siderúrgicas, entre outras, são responsáveis pela presença de fenóis nas águas naturais.

Com exceção do ponto 3 (8,45 mg/L), todos os outros pontos apresentaram concentrações acima dos VMPs para classes I, II (3 mg/L) e III (10 mg/L). Aplicando o IC, pode-se encontrar concentrações abaixo dos VMPs.

As concentrações no ponto 10 e 14 podem indicar algum despejo de efluente industrial.

Figura 19 – Concentrações de Fenóis e VMPs pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

## 5.9 FERRO

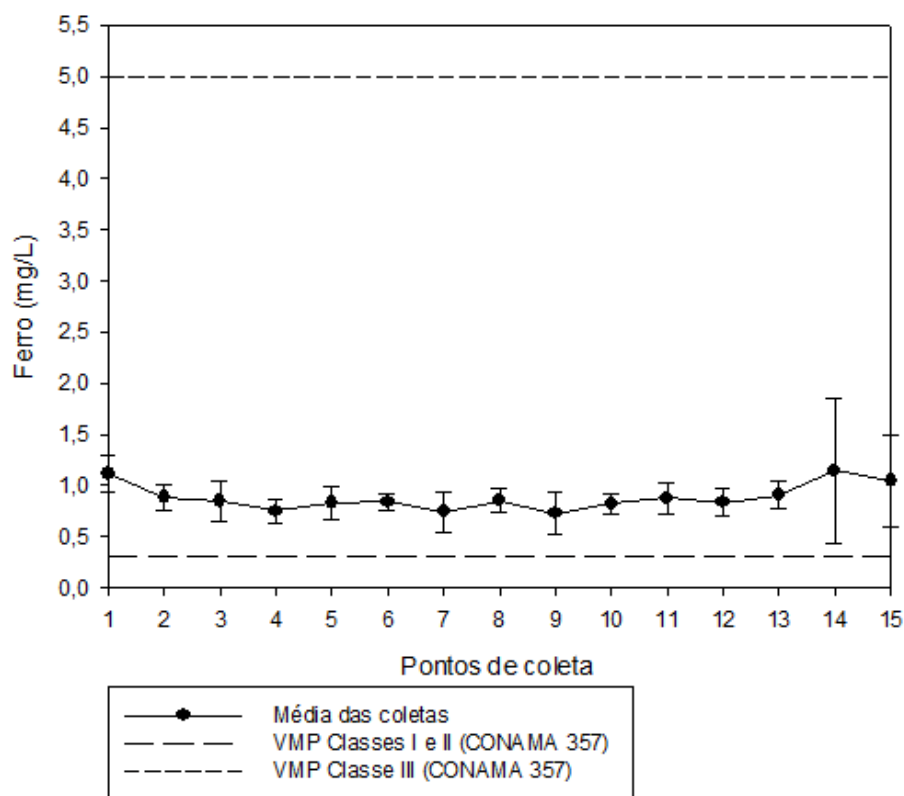
Em relação ao parâmetro químico ferro ( $Fe^{+2}$ ) observou-se valores de concentração superiores ao VMP para Classes I e II (0,3 mg/L) e abaixo para Classe III (5 mg/L).

Os teores de ferro total dissolvido encontrados por Filho (2012), situam-se entre 1,1 e 2,5 mg/L nos rios Canguiri e o Timbu, dos quais ambos escoam através das áreas mais ocupadas pela população.

Segundo Moruzzi e Reali (2012) teores elevados de ferro são encontrados com maior frequência em águas superficiais, com matéria orgânica, nas quais o ferro se apresenta ligado ou combinado com a matéria orgânica e, frequentemente, em estado coloidal.

O ferro, quando em altas concentrações, apesar de não ser considerado um Elemento Potencialmente Tóxico (EPT), pode causar alterações na cor da água, manchando objetos e interferir no sistema de abastecimento (BÁRBARA et al., 2010).

Figura 20 – Concentrações de Ferro e VMPs pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

## 5.10 FÓSFORO

O fósforo é um importante nutriente para os processos biológicos e seu excesso pode causar a eutrofização das águas.

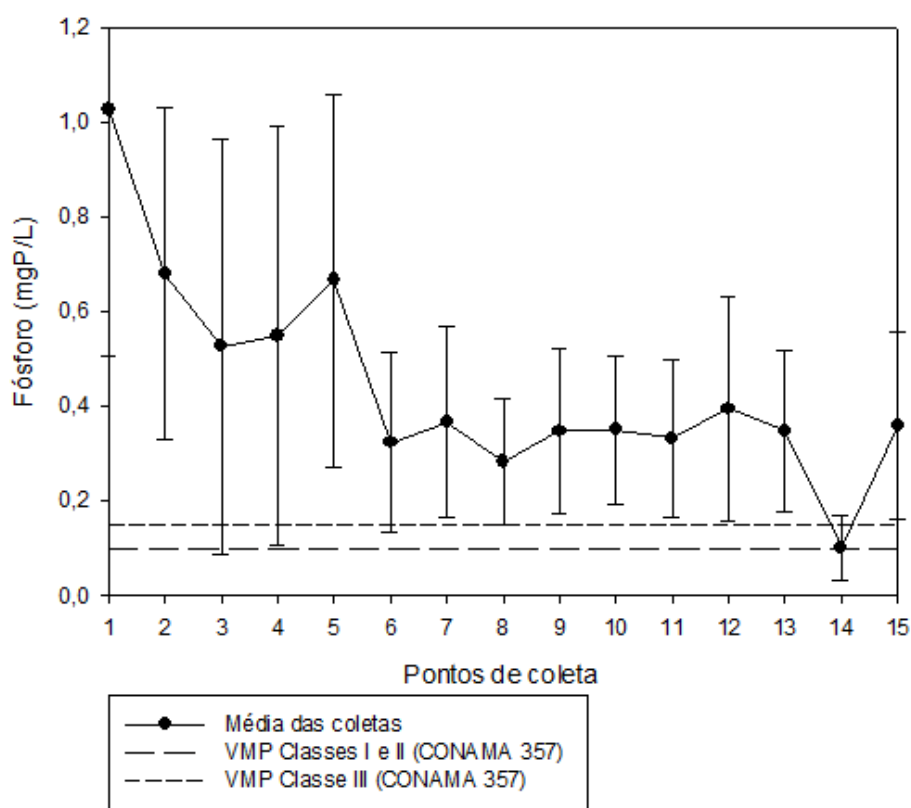
Segundo a Agência Nacional de Águas (2017), entre as fontes de fósforo destacam-se os esgotos domésticos, pela presença dos detergentes superfosfatados e da própria matéria fecal. A drenagem pluvial de áreas agrícolas e urbanas também é uma fonte significativa de fósforo para os corpos d'água. Entre os efluentes industriais destacam-se os das indústrias de fertilizantes, alimentícias, laticínios, frigoríficos e abatedouros.

A concentração no ponto 14 ficou acima do VMP para classes I e II (0,1 mgP/L) e abaixo para classe III (0,15 mgP/L). Entretanto com a aplicação do IC, esta concentração pode ultrapassar ambos os VMPs.

Para os demais pontos, todas as concentrações ultrapassaram os VMPs, destacando o ponto 1 com maior concentração (1,03 mgP/L), muito provavelmente devido ao efluente doméstico (situação semelhante aos resultados do NTK).

Fia et al. (2015), também obtiveram valores elevados de fósforo (0,8 a 2,82 mgP/L) e atribuíram a interferência antrópica.

Figura 21 – Concentrações de Fósforo e VMPs pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

### 5.11 MANGANÊS

Segundo a CETESB (2017), o manganês (Mn) é um metal cinza claro que não ocorre na forma pura (elementar), mas combinado com outras substâncias, como o oxigênio, enxofre e cloro. Ocorre naturalmente na água superficial e subterrânea, no



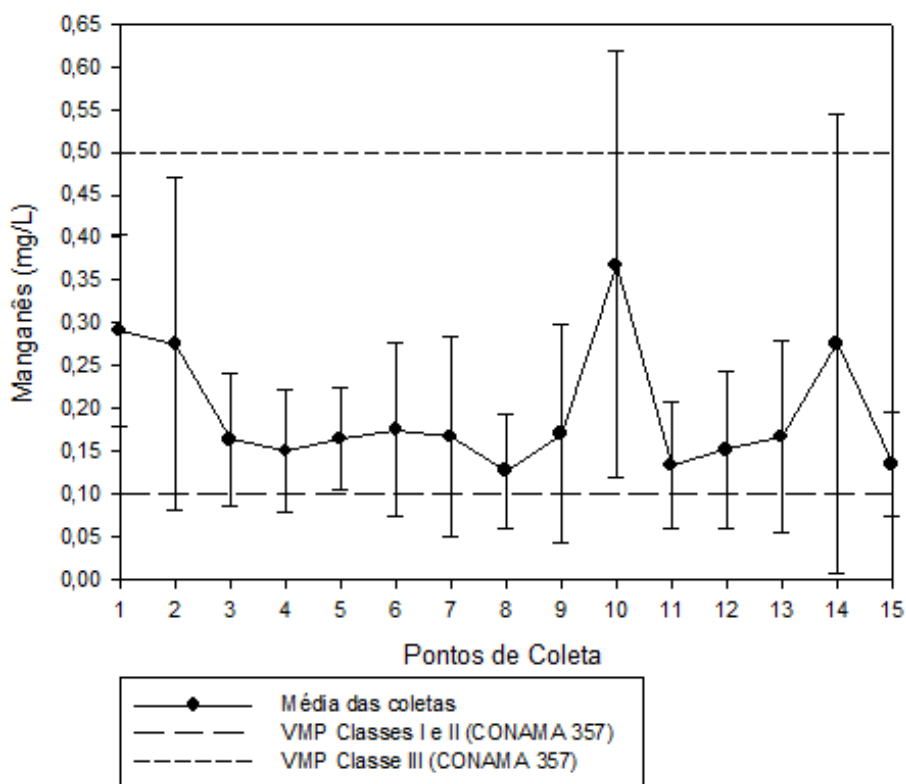
entanto, as atividades antropogênicas são também responsáveis pela contaminação da água.

Para classes I e II, todos os pontos apresentaram concentrações acima do VMP (0,1 mg/L), entretanto, com o IC, é possível que a maioria destas concentrações estejam abaixo do permitido.

Já para classe III, todos os valores ficaram abaixo do VMP (0,5 mg/L), com exceção dos pontos 10 e 14 na utilização do IC.

Segundo a CETESB (2009), o Mn raramente atinge concentrações de 1,0 mg/L em águas superficiais naturais, cenário confirmado para este estudo.

Figura 22 – Concentrações de Manganês e VMPs pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

## 5.12 NITRATO, NITRITO, AMÔNIA E NITROGÊNIO TOTAL

Segundo Pontes, Marques e Marques (2012), a presença de baixas concentrações de nitrato pode indicar que o nitrogênio esteja presente na forma orgânica ou amoniacal.

Assim como concentrações de nitratos de 0,02 mgN/L a 5,57 mgN/L foram encontradas na Bacia do Ribeirão Vermelho por Fia et al. (2015), os valores do Rio Carahá

deste parâmetro também são relativamente baixos (Figura 23), sendo que estes ficaram abaixo do VMP (10 mgN/L) para classes I, II e III estabelecido na CONAMA 357, exceto com a aplicação do IC, onde a concentração do ponto 8 pode ultrapassar o VMP.

Para o Nitrito, em todos os pontos os valores não ultrapassam o VMP (1mg/L) para as classes I, II e III.

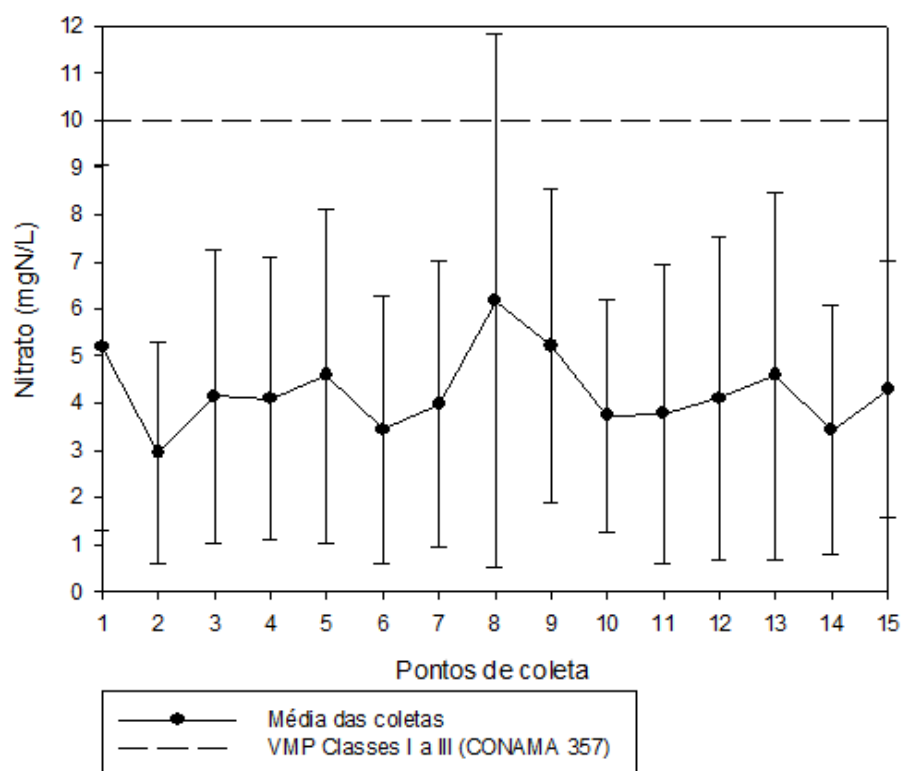
Os VMPs para o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) dependem do pH, e todas as concentrações ficaram acima para todas as classes I, II e III. Contudo, com o IC aplicado, o ponto 14 pode apresentar concentração abaixo de todos os VMPs e a maioria dos pontos podem apresentar concentrações que se enquadram na classe III.

De acordo com a IAP (1995) o teor de nitrogênio total em águas cujo conteúdo de efluentes domésticos não é considerado excessivo, varia entre 0,1 a 0,5 mg/L, situação muito diferente encontrada neste estudo, uma vez que há altas concentrações de nitrogênio total existentes (Figura 25).

Não há valores de referência para amônia na resolução CONAMA 357/05, mas podemos citar a Portaria 2914/11, que estabelece um valor máximo de 1,5mg/L, sendo este ultrapassado em todos os pontos, evidenciando despejo de efluente doméstico no corpo hídrico.

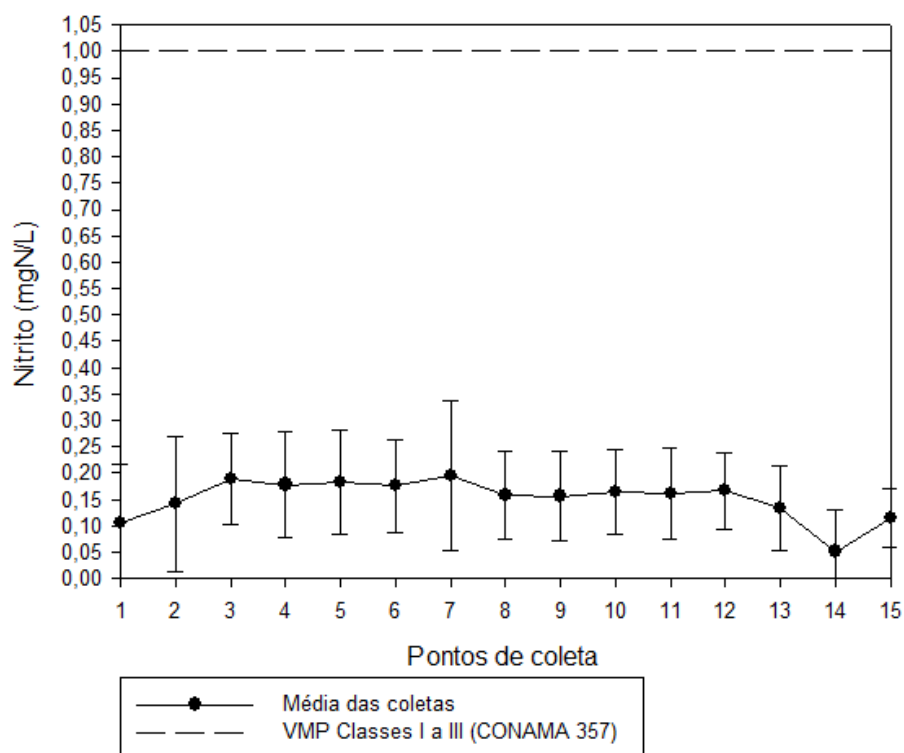
Os resultados indicam uma possível contaminação do córrego por esgotos domésticos e industriais, com concentrações de nitrato e nitrito pequenas em comparação à de nitrogênio total, demonstrando a predominância das formas intermediárias do ciclo geoquímico (orgânica, de amônia), provenientes de dejetos orgânicos lançados ao ambiente.

Figura 23 – Concentrações de Nitrato e VMP pela CONAMA 357.



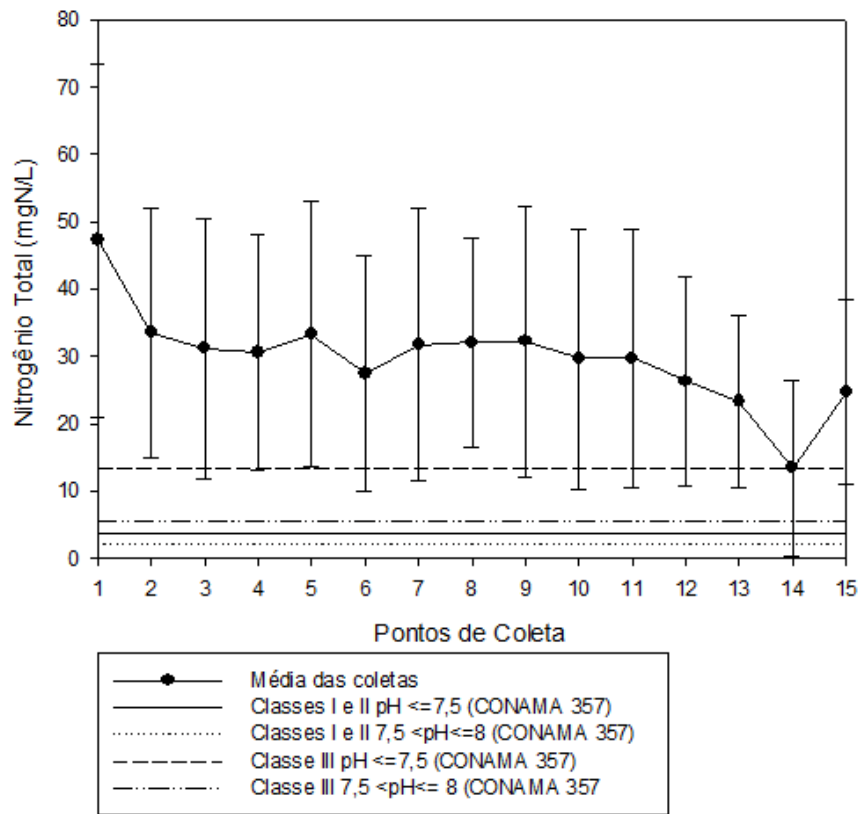
Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 24 – Concentrações de Nitrito e VMP pela CONAMA 357.



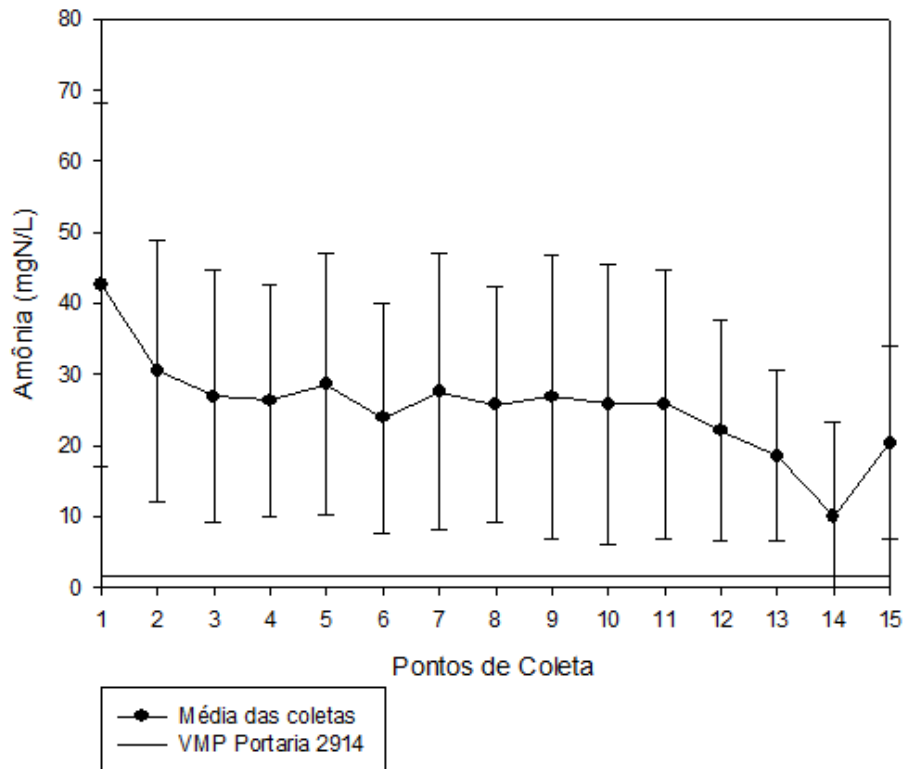
Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 25 – Concentrações de NTK e VMPs pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 26 – Concentrações de Amônia e VMP pela Portaria 2914.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

### 5.13 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

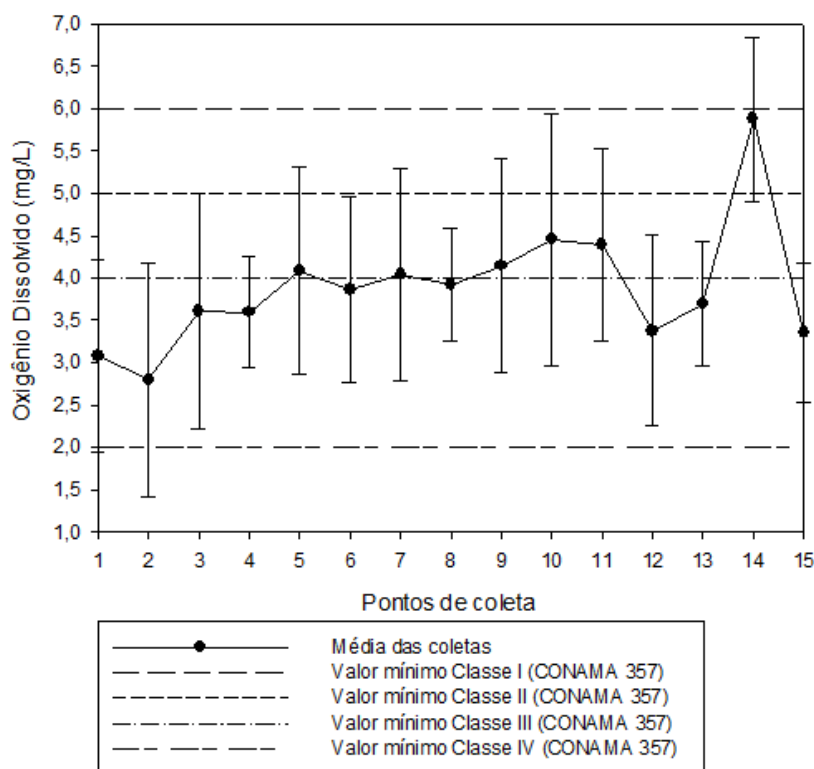
O oxigênio constitui-se em um dos parâmetros mais empregados para a avaliação dos ecossistemas aquáticos, fornecendo informações sobre a qualidade e a capacidade de autodepuração da água (AMORIM et al., 2017).

Souza, Costa e Souza (2007), estudaram o Rio do Sal e não obtiveram concentrações de OD maiores que 6mg/L, também aferiram as baixas concentrações principalmente provocadas por despejos de origem orgânica.

Em todos os pontos, os valores de OD encontram-se abaixo do valor mínimo do CONAMA 357 para Classe I (6 mg/L). Já para Classe 2, apenas o ponto 14 está acima do valor mínimo (5 mg/L). Aplicando o IC, os pontos 5, 7, 9 10 e 11 também ficam acima do valor mínimo estabelecido na resolução para Classe II. Para Classes III e IV, a maior parte dos pontos atendem a CONAMA 357 (4 mg/L e 2 mg/L respectivamente).

Segundo Oliveira e Silva (2014) baixos valores de OD indicam a presença de matéria orgânica (provavelmente originada de esgotos).

Figura 27 – Concentração de Oxigênio Dissolvido e Valores Mínimos recomendados pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

### 5.14 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (PH)

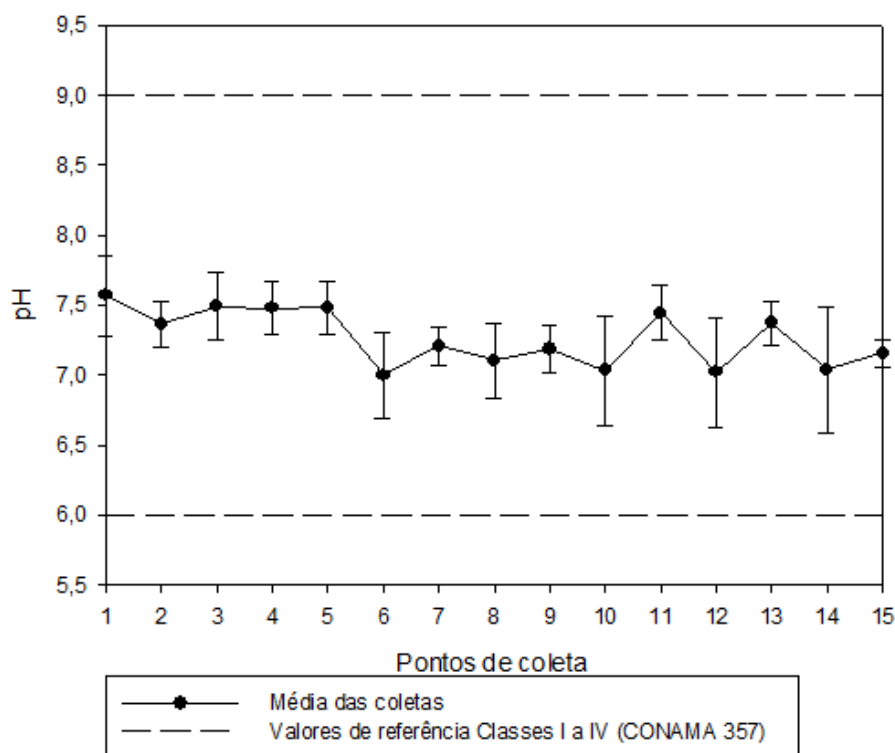
O pH é um parâmetro de bastante importância no monitoramento ambiental, pois é através dele que podemos identificar o caráter ácido, básico ou neutro do recurso hídrico analisado (SOUZA, COSTA e SOUZA, 2007).

O pH é influenciado pela quantidade de matéria orgânica a ser decomposta, sendo que, no geral, quanto maior a quantidade disponível, confirmados pelos valores de DBO<sub>5</sub>, menor o pH, devido à biodegradação, que produz ácidos orgânicos e gás carbônico (OLIVEIRA, DI SOUZA e CASTRO, 2009).

Geralmente alterações bruscas do pH em uma água podem vir a acarretar o desaparecimento dos organismos aquáticos presentes na mesma, já que estes geralmente estão adaptados às condições de neutralidade (SOUZA, COSTA e SOUZA, 2007).

Assim como no estudo de Souza, Costa e Souza (2007), o pH não apresenta grandes variações, em todos os pontos permaneceu dentro da faixa estabelecida pela resolução CONAMA 357 (pH de 6 a 9), o que nos indica que os efluentes lançados estão levemente carregados por componentes químicos.

Figura 28 – Valores de pH e respectiva faixa de pH recomendada pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

### 5.15 SÓLIDOS TOTAIS (ST), SÓLIDOS TOTAIS DISSOLVIDOS (STD) E SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS (SST)

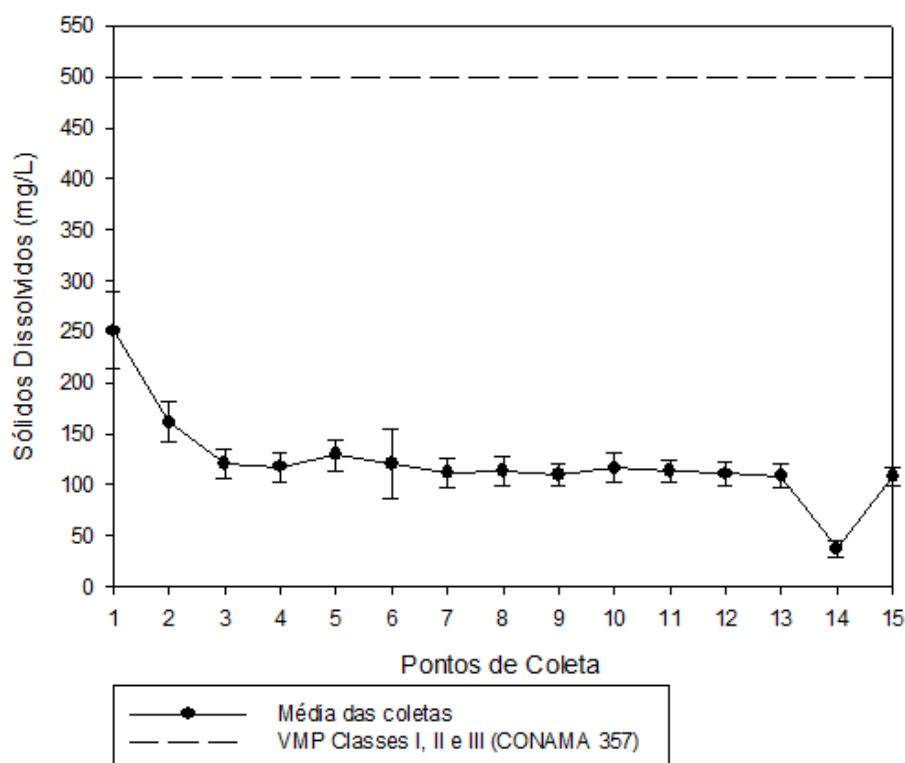
Segundo a ANA (2017), quando os resíduos sólidos se depositam nos leitos dos corpos d'água podem causar seu assoreamento, que gera problemas para a navegação e pode aumentar o risco de enchentes. Além disso podem causar danos à vida aquática pois ao se depositarem no leito eles destroem os organismos que vivem nos sedimentos e servem de alimento para outros organismos, além de danificar os locais de desova de peixes.

Não há valores de referência na resolução CONAMA 357 para os parâmetros físicos sólidos suspensos totais e sólidos totais. Ainda assim, estes foram medidos e calculados, pois os sólidos totais é um parâmetro utilizado para o IQA.

Sardinha et al. (2008) encontrou altos valores de sólidos totais (570 mg/L) nas águas do Ribeirão do Meio, SP, impactados pelas ações antrópicas, assim como neste estudo.

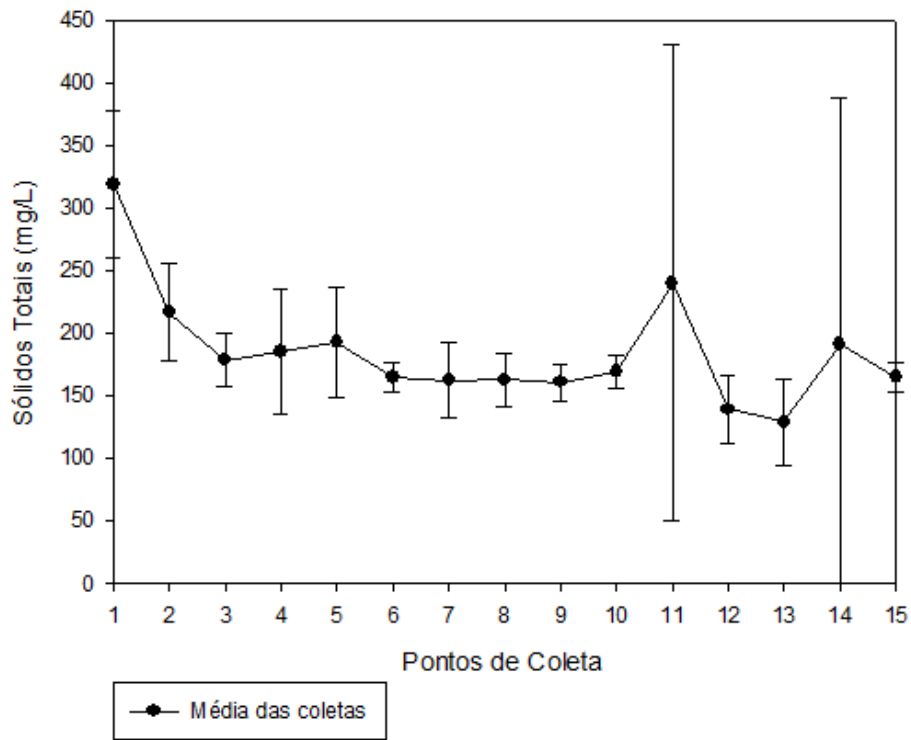
Os sólidos totais dissolvidos, em todos os pontos, apresentaram valores abaixo do VMP (500 mg/L) para classes I, II e III.

Figura 29 – Concentração de Sólidos Totais Dissolvidos e VMP pela CONAMA 357.



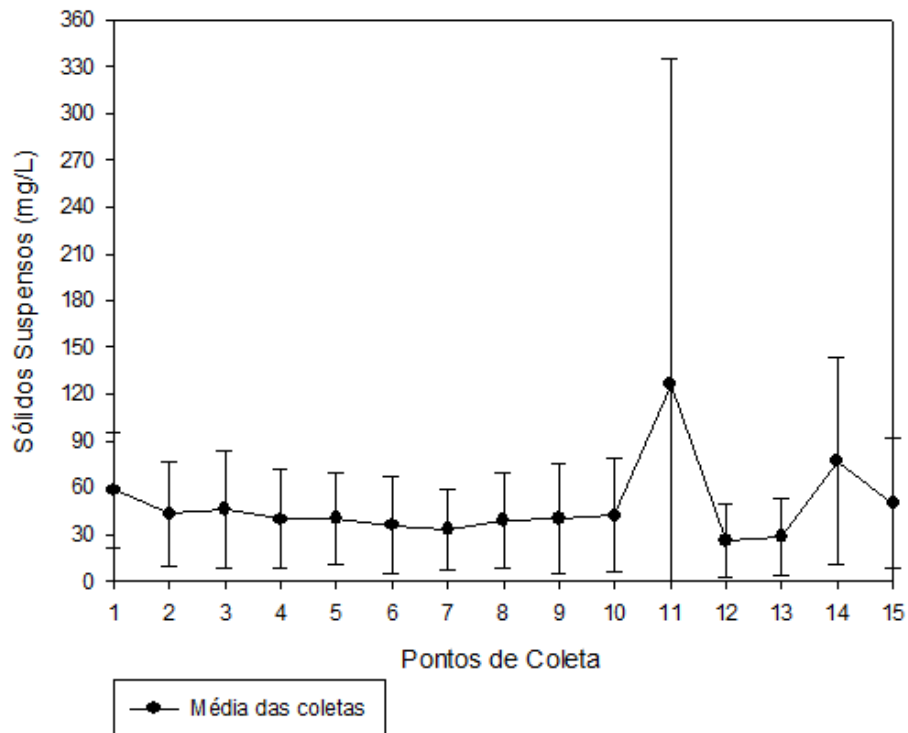
Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 30 – Concentrações de Sólidos Totais.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 31 – Concentrações de Sólidos Suspensos Totais.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.



### 5.16 SUBSTÂNCIAS TENSOATIVAS QUE REAGEM COM O AZUL DE METILENO (LAS) (SURFACTANTES)

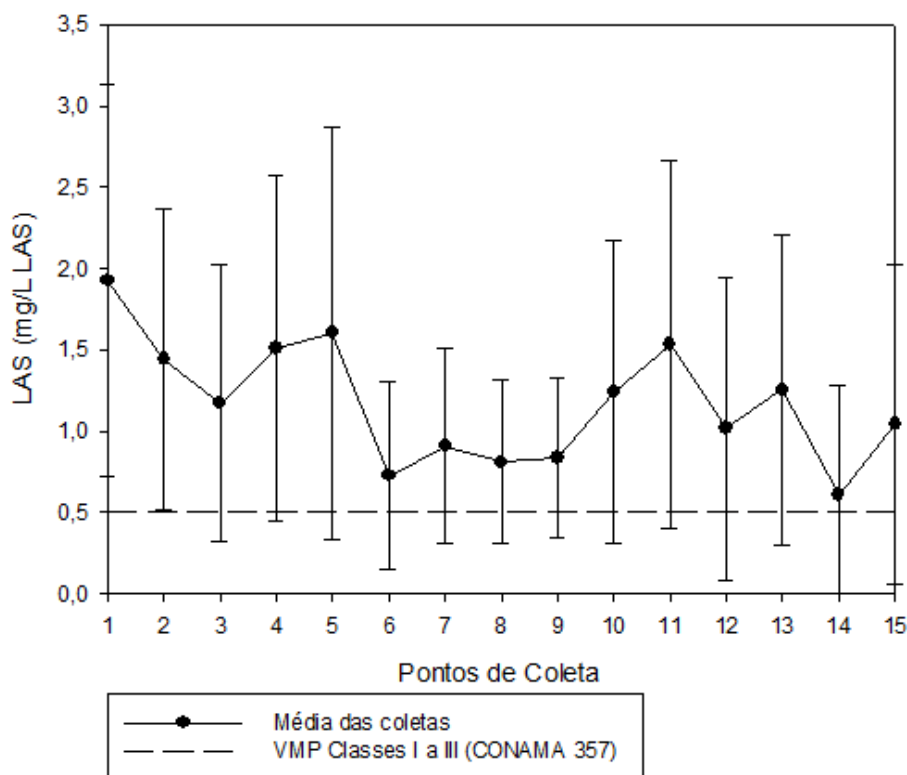
Detergentes ou surfactantes são definidos como compostos que reagem com o azul de metileno sob certas condições especificadas.

As descargas indiscriminadas de detergentes nas águas naturais levam a prejuízos de ordem estética provocados pela formação de espumas. Os esgotos sanitários possuem de 3 a 6 mg/L de detergentes. As indústrias de detergentes descarregam efluentes líquidos com cerca de 2000 mg/L do princípio ativo. Outras indústrias, incluindo as que processam peças metálicas, empregam detergentes especiais com a função de desengraxante (CETESB, 2017).

Sendo assim, as concentrações encontradas de LAS em todos os pontos, ficaram acima do VMP (0,5 mg/L LAS) para classes I a III. Aplicando o IC, com exceção do ponto 1, os demais pontos podem apresentar concentrações abaixo do VMP.

Presume-se que o principal agente para contribuição deste parâmetro, seja o descarte de efluente doméstico.

Figura 32 – Concentrações de Substâncias Tensoativas que reagem com o Azul de Metileno (LAS).



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

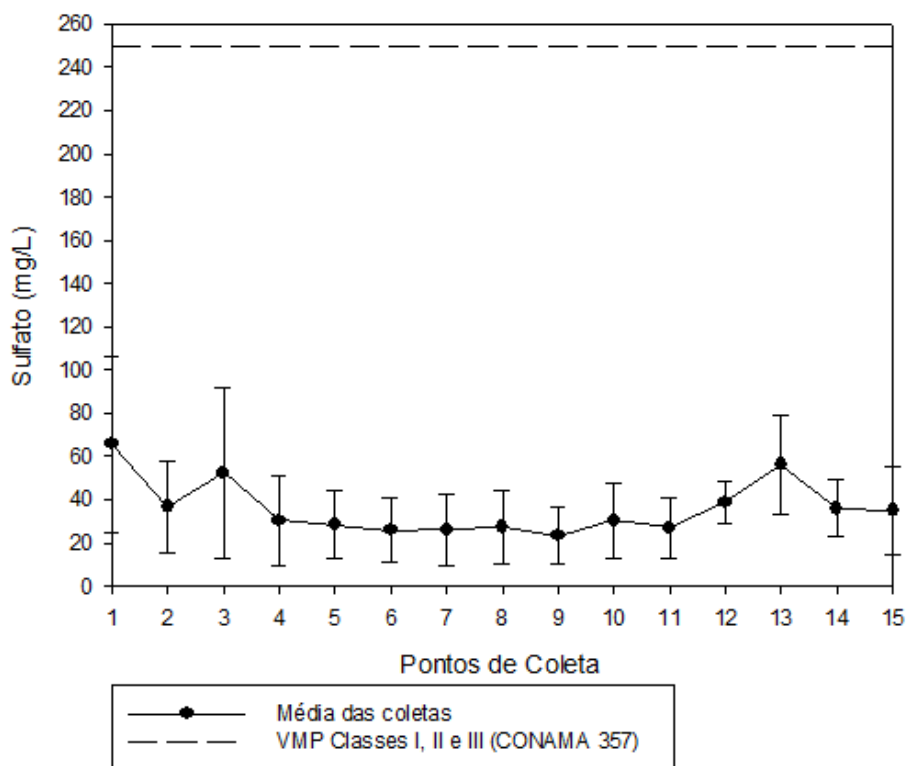
### 5.17 SULFATO E SULFETO

O sulfato é um dos íons mais abundantes na natureza. Em águas naturais, a fonte de sulfato ocorre através da dissolução de solos e rochas e pela oxidação de sulfeto. As principais fontes antrópicas de sulfato nas águas superficiais são as descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais (CETESB, 2017).

Em todos os pontos as concentrações de sulfato encontradas estão abaixo do VMP (250 mg/L) para classes I, II e III.

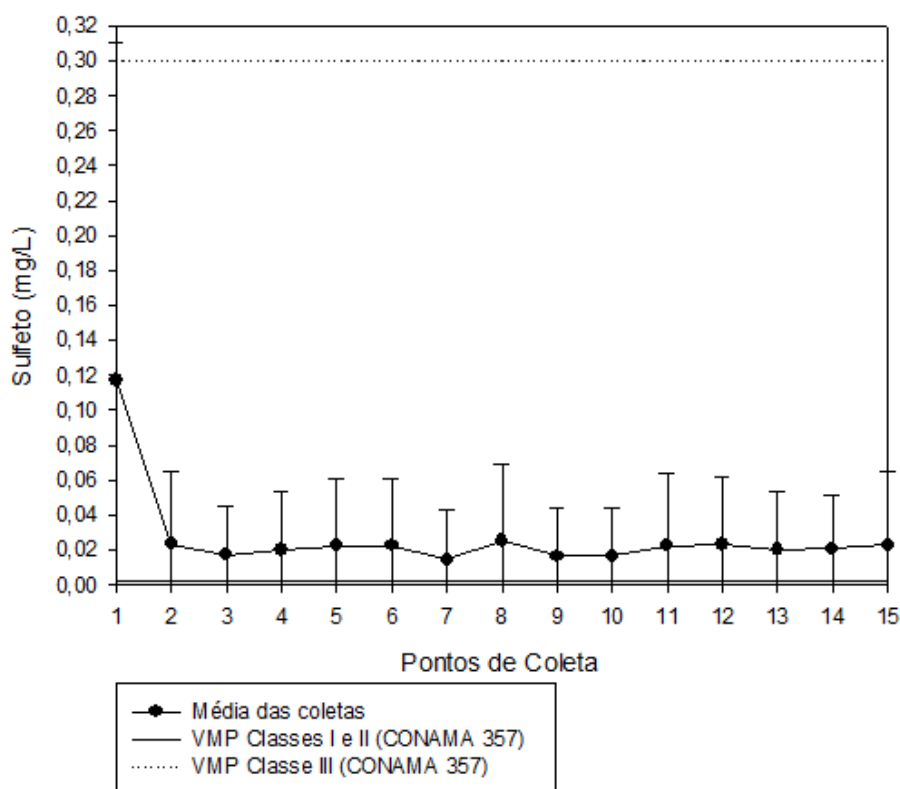
Já o parâmetro sulfeto resultou em concentrações acima do VMP (0,002 mg/L) para classes I e II, entretanto com a aplicação do IC, pode-se encontrar valores abaixo do VMP. Para classe III, todas as concentrações ficaram abaixo do VMP (0,3 mg/L), e no ponto 1, com a utilização do IC, pode-se encontrar valor acima do VMP.

Figura 33 – Concentrações de Sulfato e VMP pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 34 – Concentrações de Sulfeto e VMPs pela CONAMA 357.



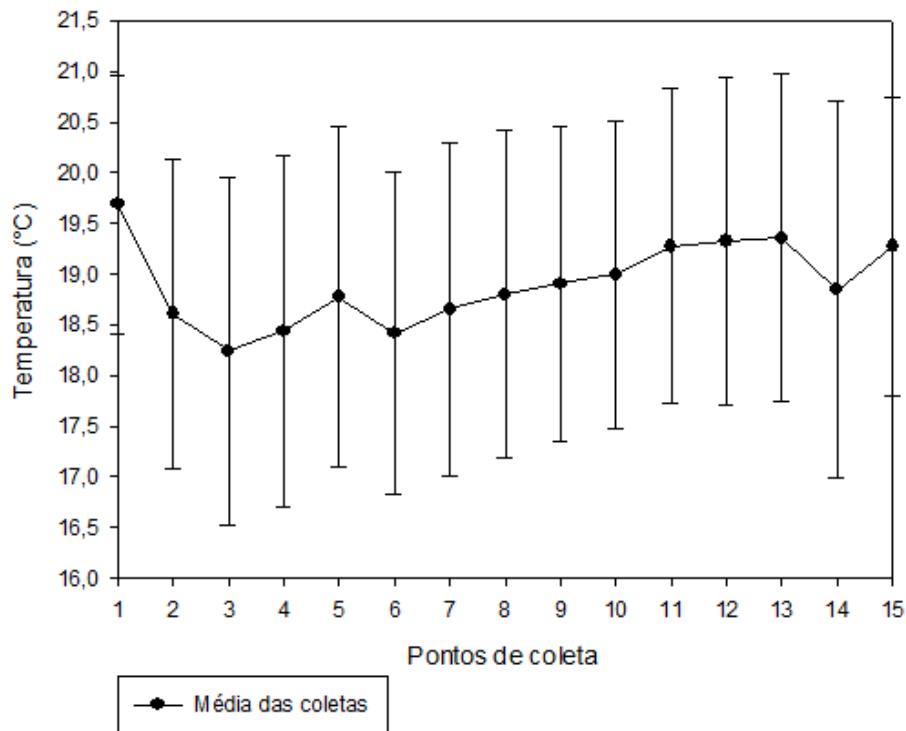
Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

## 5.18 TEMPERATURA

A Resolução CONAMA nº 357/2005 não estabelece padrões para esse parâmetro em seu texto, no entanto, a temperatura exerce considerável influência nas características físicas e nas reações químicas e bioquímicas da água, além de notadamente refletir em processos biológicos da biota aquática, ciclagem de nutrientes, etc. (ESTEVES, 1998; TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI; ROCHA, 1999).

Contudo, é possível verificar que este parâmetro não variou significativamente, não trazendo considerações importantes acerca de sua influência.

Figura 35 – Valores de temperatura.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

### 5.19 TURBIDEZ

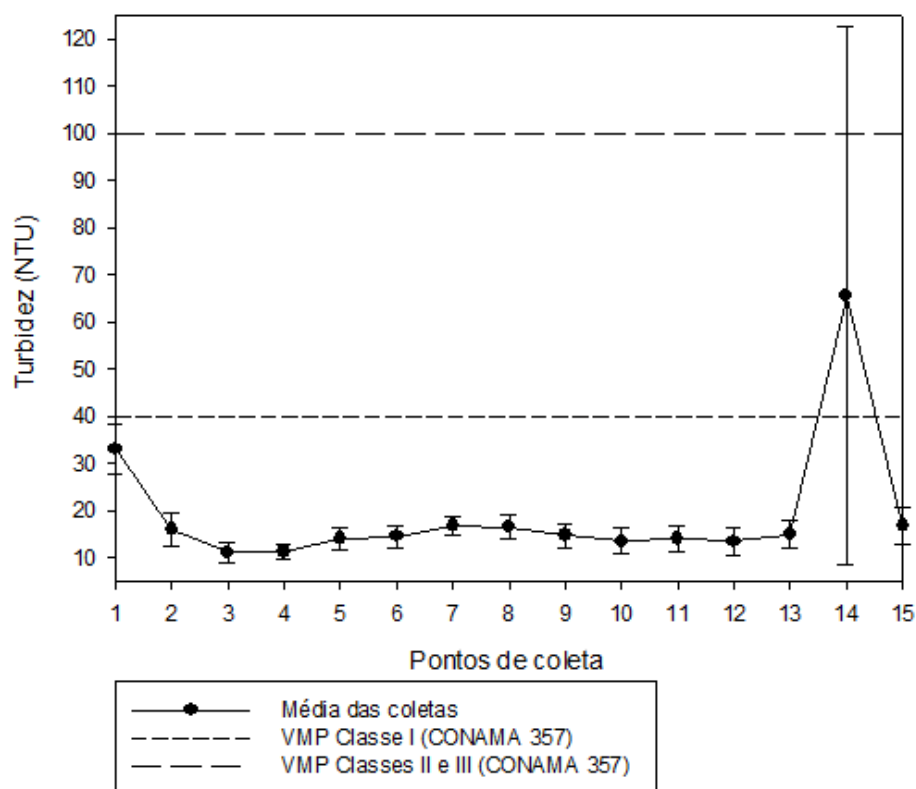
Segundo Tavares (2005), turbidez é a medida da capacidade da água em dispersar a radiação solar e sofre influência direta da presença de sólidos em suspensão, que impedem que o feixe de luz penetre na água, reduzindo a fotossíntese da vegetação submersa e algas.

A presença de turbidez pode ocorrer naturalmente em função do processo de erosão e artificialmente em função de lançamento de despejos domésticos e industriais (SOUZA, COSTA e SOUZA, 2007).

No período de estiagem, Fia et al. (2015) encontraram valores de turbidez 2,3 a 47,4 NTU, onde entre as atividades antrópicas desenvolvidas na bacia do Ribeirão Vermelho estão as fontes relacionadas à urbanização como a geração e deposição inadequada de resíduos sólidos, do esgoto doméstico e escoamento urbano; e atividades agropecuárias.

Com exceção do ponto 14, todos os outros pontos apresentaram valores de turbidez abaixo dos VMPs estabelecidos pela Resolução CONAMA 357 para todas as classes (40 NTU Classe I e 100 NTU Classes II e III).

Figura 36 – Valores de turbidez e VMPs pela CONAMA 357.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Nota-se que ainda que em minoria, algumas concentrações dos parâmetros analisados se enquadram apenas para Classe IV, o que caracteriza a degradação da qualidade da água, já que neste enquadramento o uso da água deve ser apenas para a harmonia paisagística e navegação.

## 5.20 ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA (IQA)

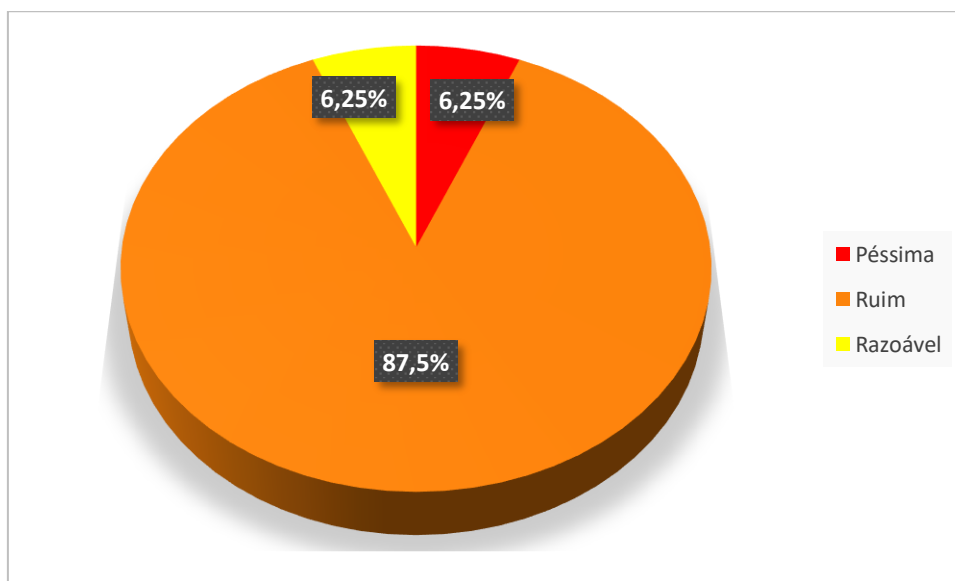
Os resultados do IQA mostram que no Ponto 1 a qualidade da água enquadra-se em Péssima (representando 6,25% dos pontos), Pontos 2 a 13 e 15, qualidade ruim (o que representa 87,5% dos pontos) e Ponto 15 razoável (6,25% dos pontos), como mostra a Tabela 11 e Figura 37.

Tabela 11 - IQA por ponto de coleta.

Pontos	Média IQA	IQA
1	24,89	Péssima
2	29,51	Ruim
3	38,07	Ruim
4	39,24	Ruim
5	35,72	Ruim
6	38,81	Ruim
7	35,61	Ruim
8	37,30	Ruim
9	37,69	Ruim
10	37,86	Ruim
11	41,56	Ruim
12	40,07	Ruim
13	40,02	Ruim
14	51,86	Razoável
15	39,07	Ruim

Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 37 – IQA em termos de porcentagem.

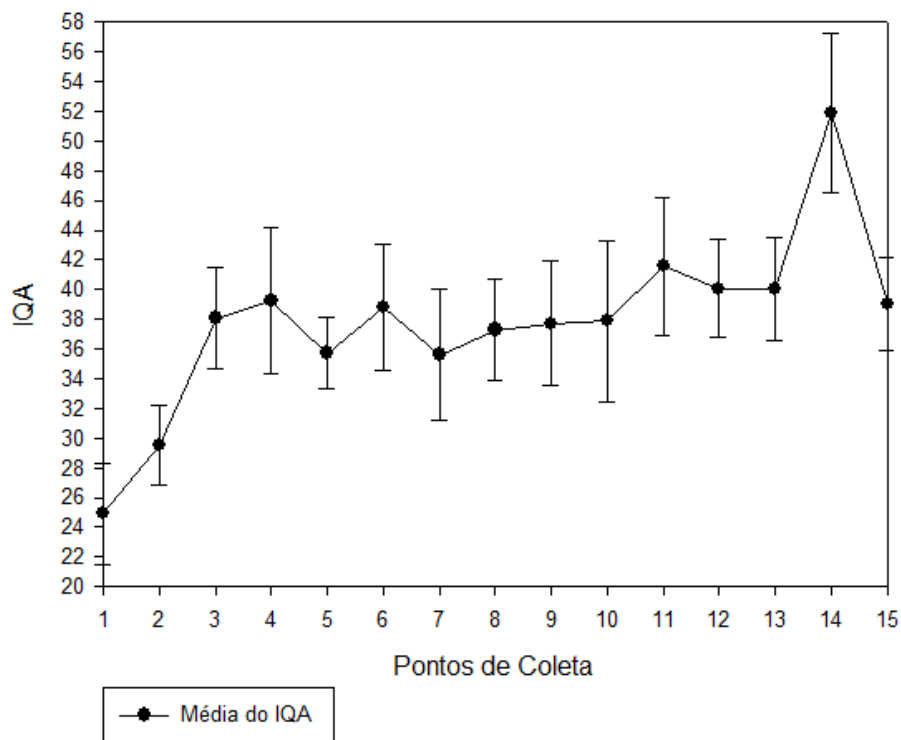


Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Pode-se observar, que no geral, o IQA cresce em direção a jusante (Figura 38). Isso pode ser explicado devido a diluição das concentrações ao longo do rio, o que não reflete necessariamente em uma melhora da qualidade da água, uma vez que o IQA reúne dados de vários parâmetros de qualidade da água e fornece um valor (semelhante a uma pontuação) com uma explicação rápida e compreensível da qualidade da água na

área e no tempo específico (HOSEINZADEH et al., 2015), não levando e considerando a carga de poluentes.

Figura 38 – Média do IQA por ponto de coleta.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

O descarte de efluentes domésticos e possíveis descartes irregulares de efluentes industriais, são os principais fatores para contribuição da deterioração da qualidade do rio Carahá como mostram os IQAs encontrados.

Como o IQA interpreta a qualidade da água em um único valor, este índice torna-se uma ferramenta mais eficaz para divulgar informações sobre a qualidade da água para partes interessadas que não sejam da área técnica, principalmente pelo poder público para tomada de decisões.

## 5.21 ANÁLISE FAUNÍSTICA E ÍNDICE BMWP

Durante o período de estudo encontram-se 27.025 organismos, divididos em 25 Táxons de macroinvertebrados bentônicos. As Tabela 12 mostra os números de indivíduos encontrados por ponto de coleta durante todo o período.

Tabela 12 – Número de indivíduos encontrados por ponto de coleta.

<b>Táxon</b>	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 3</b>	<b>Ponto 5</b>	<b>Ponto 9</b>	<b>Ponto 12</b>
Hyaellidae	1	1	0	15	1
Colembola	2	0	0	1	0
Hydrobiidae	47	3	3	11	7
Planorbidae	3	0	3	0	0
Bivalvia	1	0	0	0	1
Hirudinida	32	2	10	9	27
Elmidae	1	0	1	1	0
Hydrophilidae	0	2	0	0	0
Psephenidae	0	1	0	1	0
Staphylinidae	0	0	1	0	0
Ceratopogonidae	1	0	2	0	0
Chironomidae	216	1904	2738	4364	282
Chaboridae	1	12	0	0	0
Culicidae	1	0	55	7	0
Ptychopteridae	6	0	0	0	0
Tabanidae	1	0	0	0	1
Tipulidae	1	2	0	0	0
Psychodidae	478	24	320	161	13
Simuliidae	0	3	0	0	0
Syrphidae	4	0	0	0	0
Thaumaleidae	1	0	0	0	0
Leptohyphidae	0	6	7	3	0
Gelastocoridae	0	0	1	0	0
Glossomatidae	3	0	0	0	0
Oligochaeta	52	191	163	808	15005

Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

A maior abundância foi de espécimes da Classe Oligochaeta, com 16.219 indivíduos, seguido da Família Chironomidae, com 9.504 organismos.

Segundo Faria e Almeida (2007) a Família Chironomidae é o mais conspicuo grupo de invertebrados de água doce, ocupando desde ambientes conservados até locais amplamente poluídos. Por esta razão o grupo tem sido amplamente utilizado como indicador ambiental. Sendo assim, altas densidades dessa família podem evidenciar elevado teor de matéria orgânica no ambiente (MARQUES et al., 1999), o que os tornam eficientes indicadores de degradação ambiental.

Com relação aos Oligochaeta é uma das Classes de macroinvertebrados bentônicos mais importantes pois sua presença tem sido reportada por estarem presentes em ambientes organicamente poluídos (MILBRINK, 1994; LANG, 1997) sendo considerados bons indicadores ambientais (WETZE, 1983). Segundo Azrina et al.



(2006) o grupo é conhecido por ser capaz de tolerar condições desfavoráveis tais como baixo teor de OD e altas concentrações de poluentes.

Segundo Battistoni et al. (2010) os Oligochaeta são capazes de viver em condição de anóxia por várias horas, além de serem organismos detritívoros, que se alimentam de matéria orgânica depositada no sedimento, o que favorece a sua adaptação aos mais diversos ambientes. Tanto os Oligochaeta quanto os Chironomidae são organismos de hábito fossorial, não possuindo nenhum tipo de exigência quanto ao habitat em que vivem.

Aplicando-se a pontuação para cada Táxon conforme proposto por Gonçalves (2007) e Junqueira et al. (2000), Tabelas 1 e 2, têm-se o índice BMWP por ponto de coleta (Tabelas 13 e 14). Os táxons de maior abundância contribuem para os índices do BMWP encontrados, resultando 3 pontos em “duvidosa” (águas poluídas – sistemas alterados) e 2 pontos em “crítico” (águas muito poluídas – sistemas muito alterados) para pontuação proposta por Gonçalves (2007); e 1 ponto regular, 3 pontos ruins e 1 péssimo para pontuação proposta por Junqueira et al. (2000).

Tabela 13 – Classificação de qualidade da água e significado dos valores do BMWP<sup>9</sup> de acordo com Alba-Tecedor & Sanchez-Órtega (1988), com modificações. Gonçalves (2007).

	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 3</b>	<b>Ponto 5</b>	<b>Ponto 8</b>	<b>Ponto 11</b>
<b>Pontuação BMWP</b>	55	45	30	36	20
<b>Classificação</b>	Duvidosa <sup>1</sup>	Duvidosa	Crítica <sup>2</sup>	Duvidosa	Crítica

<sup>1</sup> Águas poluídas (sistemas alterados).

<sup>2</sup> Águas muito poluídas (sistemas muito alterados).

Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Utilizando a pontuação proposta por Junqueira et al. (2000), segundo Tabela 2, têm-se a qualidade da água conforme Tabela 14.

Tabela 14 - Índice BMWP por ponto de coleta utilizando a pontuação proposta por Junqueira et al. (2000).

	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 3</b>	<b>Ponto 5</b>	<b>Ponto 8</b>	<b>Ponto 11</b>
<b>Pontuação BMWP</b>	43	39	37	30	11
<b>Qualidade da Água</b>	Regular	Ruim	Ruim	Ruim	Péssima

Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Nota-se que há semelhança entre os resultados dos índices propostos por diferentes autores, entretanto é importante ressaltar que o índice adaptado para os rios brasileiros, proposto por Junqueira et al. (2000), corroboram principalmente com os resultados da análise de carga que será discutida no item 5.22.1., havendo assim uma maior relação com a realidade do rio.

Os índices faunísticos analisados corroboram os dados encontrados pelos índices BMWP' e BMWP-CETEC aplicados, onde é possível observar que, no Ponto 1, ainda que a abundância tenha sido menor que nos outros pontos, a baixa dominância e alta riqueza, inferem em uma alta diversidade. Isso confirma a maior pontuação encontrada no índice BMWP (55).

A menor diversidade encontrada foi no Ponto 11, mesmo com o maior número de organismos encontrados, este ponto apresenta baixa riqueza, com alta dominância. Todos estes índices corroboram com o baixo valor encontrado pelo índice BMPW.

Tabela 15 – Índices estatísticos ecológicos.

<b>Índice</b>	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 3</b>	<b>Ponto 5</b>	<b>Ponto 8</b>	<b>Ponto 11</b>
Riqueza absoluta	19	12	12	11	8
Abundância	852	2151	3304	5381	15337
Índice de Diversidade de Shannon	1,311	0,4634	0,6536	0,617	0,1174
Índice de Riqueza de Margalef	2,668	1,433	1,358	1,164	0,7263
Índice de Dominância de Berger-Parker	0,561	0,8852	0,8287	0,811	0,9784

Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Ao se analisar a porcentagem Oligochaeta + Chironomidae (Tabela 16) é possível verificar que a alta dominância presente no Ponto 11 é devido à grande quantidade encontrada desses organismos, os quais corresponderam a 99,7% do total coletado, ao contrário do que foi observado para o Ponto 1, considerado o de melhor qualidade segundo o índice BMWP-CETEC, onde a porcentagem desses organismos ficou em 31,5%.

Tabela 16 - % Oligochaeta+Chironomidae por ponto de coleta.

	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 3</b>	<b>Ponto 5</b>	<b>Ponto 8</b>	<b>Ponto 11</b>
<b>% Oligochaeta+Chironomidae</b>	31,5	97,3	87,8	96,1	99,7

Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

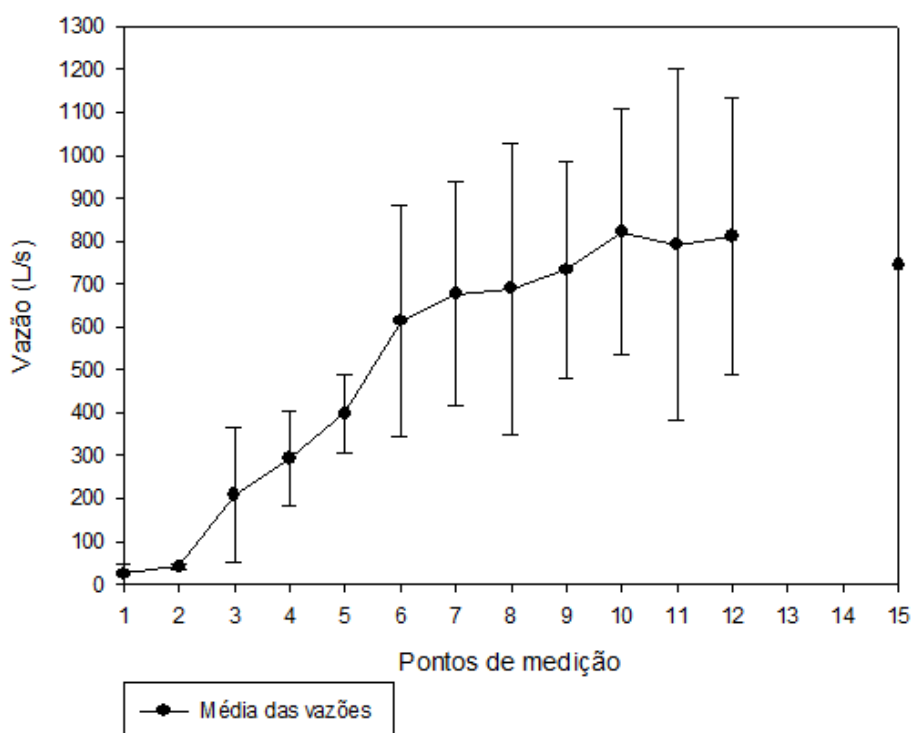
Esses dados evidenciam que a biota de macroinvertebrados vêm sofrendo o impacto de algum tipo de xenobiótico não detectado nas análises feitas. Além disso,

enquanto os parâmetros físico-químicos são pontuais, a análise da biota pode indicar um histórico de acontecimentos em determinadas regiões, esclarecendo o que está ocorrendo naquele local nos períodos entre a realização das coletas de água.

## 5.22 VAZÃO

Os valores de vazão obtidos neste trabalho são apresentados na Figura 39.

Figura 39 – Dados de vazão média no rio Carahá. O ponto 15 não apresenta barra de intervalo de confiança por ter sido realizada apenas uma medida.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Observa-se que a vazão aumenta progressivamente, partindo de um valor igual a 24 L/s em média, logo no início da avenida Belizário Ramos (Ponto 1) até atingir um valor igual a 743 L/s na foz com o rio Caveiras. A vazão média no rio Passo Fundo, combinada ao escoamento proveniente do ponto 5, gera o fluxo medido no ponto 6. Embora as vazões tenham sido medidas em dias que não foram antecedidos por chuva, observa-se um intervalo de confiança que pode chegar a 51,6 % da vazão média (Ponto 11), o que demonstra que a vazão no rio é influenciada por descargas variáveis provenientes do lançamento de esgotos sanitários e eventuais recargas subterrâneas.

Para os pontos 13 e 14 não foi possível medir a vazão. No ponto 13 existiam pontos próximos a margem com lâmina menor que 40 cm, o que compromete a segurança estrutural do uso do Q-boat e no centro a lâmina de água comprometia a medição por molinete, considerando ainda o fundo do rio instável para locomoção. No ponto 14 a água não apresentava vazão por ser um braço do rio Carahá, o qual apresenta ambiente com características lânticas.

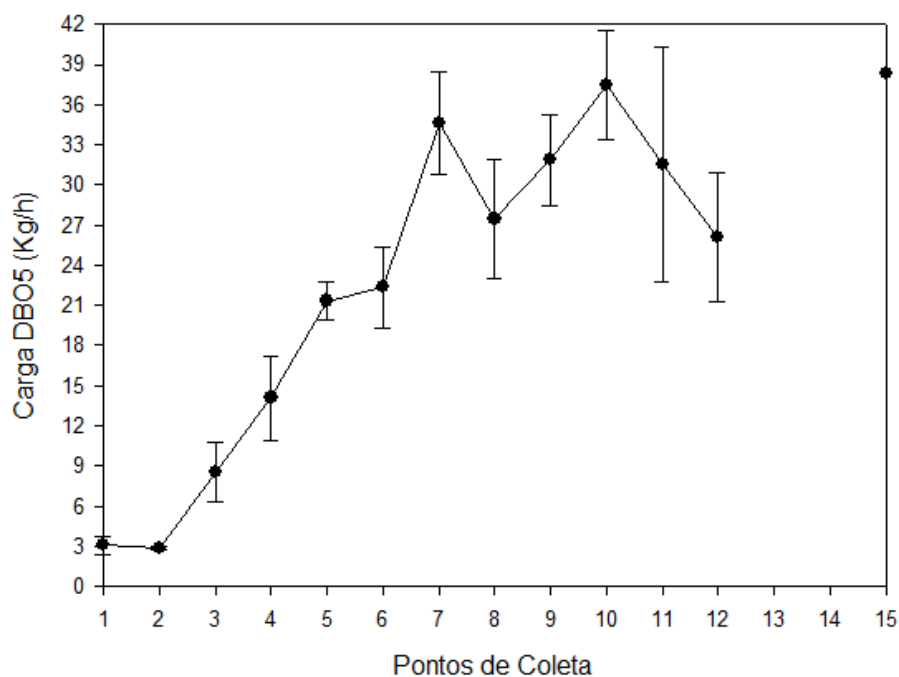
#### 5.22.1 Avaliação baseada em carga

O conceito de carga envolve a massa de poluente que é descarregada na água durante um período de tempo (METCALF e EDDY, 2013). Para a obtenção desta grandeza, foram utilizadas as medidas de concentrações apresentadas na seção 5 deste trabalho (Resultados e Discussão) e os resultados do cálculo da vazão. Os resultados são apresentados nas Figuras 40, 41, 43 e 44, os quais foram tomadas como exemplo para a discussão. Foram selecionados os parâmetros DBO<sub>5</sub>, DQO, NTK e Fósforo como exemplos e para os demais parâmetros são apresentadas as cargas nos pontos 1 e 15 (Tabela 17).

Observa-se que ao longo dos pontos de coleta (figuras 40, 41, 43 e 44) existe um incremento no valor da carga, resultante das várias contribuições de despejos que ocorrem ao longo do rio, conforme relatado anteriormente. Por meio destes gráficos (figuras 40, 41, 43 e 44), observa-se de forma mais nítida a influência das atividades antropogênicas ao longo da bacia, diferentemente da análise que é obtida considerando a concentração como variável de monitoramento. No caso da concentração, as medidas de DBO<sub>5</sub>, DQO, NTK e fósforo expressas nas Figuras 16, 17, 25 e 21, respectivamente, não demonstram a tendência ao aumento da poluição ao longo da bacia, podendo gerar informações equivocadas sobre o impacto no corpo hídrico.

Com relação à DBO<sub>5</sub> (Figura 40), a carga média variou entre 3 a 39 Kg/h durante o período de amostragem. O município de Lages possui Estação de Tratamento de Esgotos que atende parcialmente a vazão gerada no município. No entanto grande parte do efluente é lançado na rede pluvial que possui como destino o rio em questão. Ao longo da sua extensão não foi observada tendência à recuperação da qualidade da água devido à digestão aeróbia. Isso está relacionado ao tempo de concentração no rio e a constante adição de carga orgânica na água.

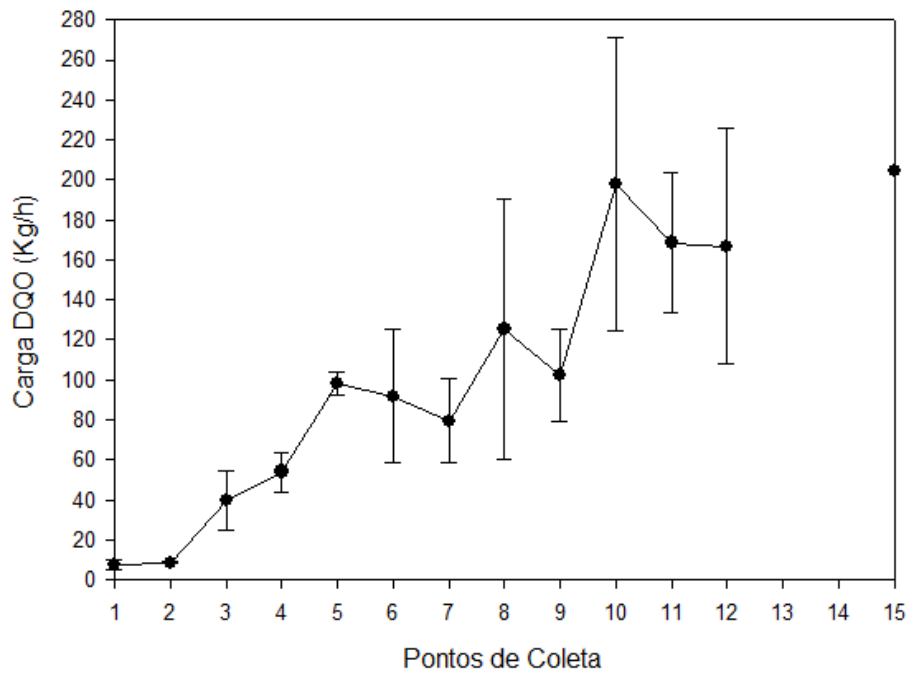
Figura 40 – Resultados do cálculo da carga de DBO<sub>5</sub>.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Em termos de DQO (Figura 41), para o primeiro ponto o valor calculado foi em média 8 Kg/h enquanto que na foz com o rio Caveiras esse valor subiu para uma média de 200 Kg/h. Para o primeiro ponto de amostragem, a relação DQO/ DBO<sub>5</sub> foi de 2,67 e para o ponto 15 este valor é de aproximadamente 5. Segundo Von Sperling, (2005), a relação DQO/ DBO<sub>5</sub> para esgotos domésticos é de 1,7 a 2,4. Para relações acima deste valor, existe a influência de despejos contendo substâncias com baixa biodegradabilidade que normalmente não se encontram nos esgotos domésticos. Desta forma, os dados mostram que no ponto 1 o lançamento pode ser descrito como sendo predominantemente formado por esgotos domésticos enquanto que para o ponto 15 existe a evidência de terem sido dissolvidas substâncias recalcitrantes ao longo do rio.

Figura 41 – Resultados do cálculo da carga de DQO.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

De forma geral, observa-se que até o ponto 10 a relação DQO/ DBO<sub>5</sub> é no máximo 3. A partir deste ponto o incremento na DQO é maior do que o da DBO<sub>5</sub>, refletindo em um aumento da relação DQO/ DBO<sub>5</sub>. De fato, durante as coletas, inúmeras vezes foram constatados no ponto 11 a presença de resíduo oleoso vermelho (provavelmente óleo mineral) (Figura 42a) sendo despejado no rio, o que pode ser um dos indicativos da contaminação anteriormente citada. No entanto, essa observação resume-se a uma hipótese, sendo necessária a execução de análises mais conclusivas como espectrometria de infravermelho. Além disso alguns lançamentos apresentam alta carga de sólidos suspensos (Figura 42b e 42c) maior do que outros (Figura 42d), requerendo também uma investigação mais aprofundada nestes pontos.

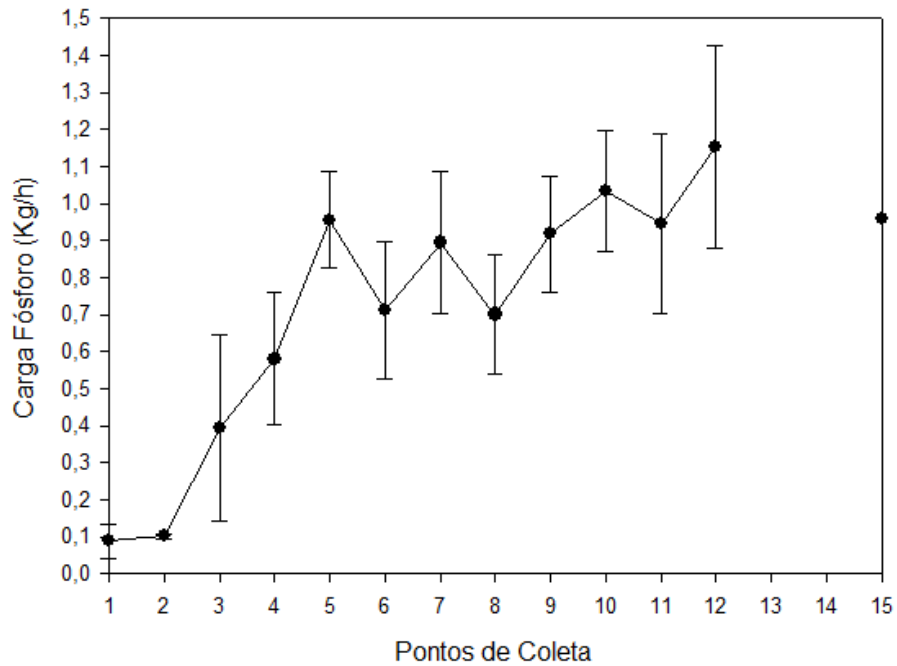
Figura 42 – Diferentes lançamentos de efluentes no Rio Carahá destacados pela elipse em amarelo.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

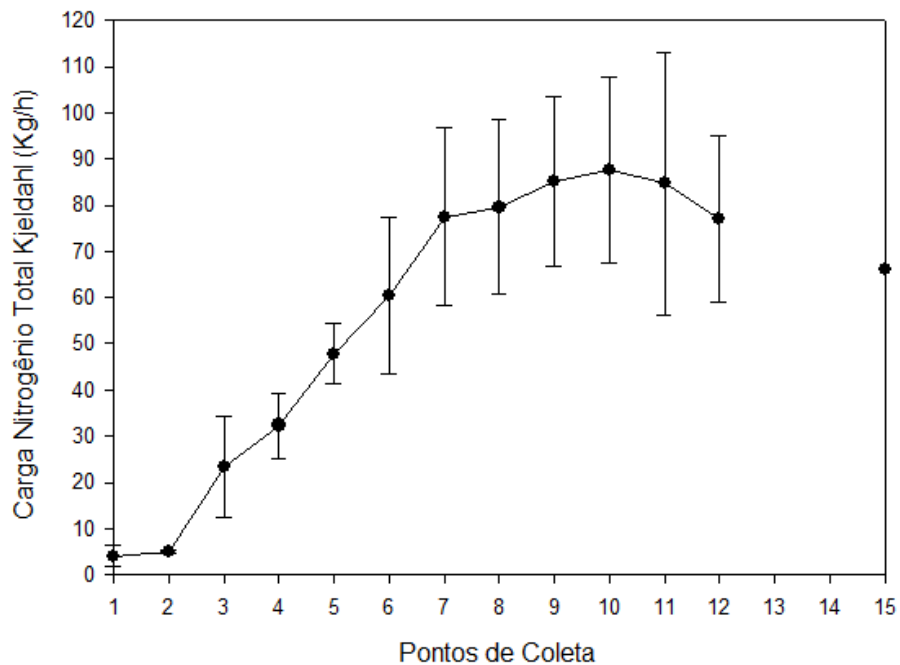
Em se tratando da carga de fósforo e nitrogênio total Kjeldahl (Figuras 43 e 44), os valores de carga podem alcançar valores médios de 1 e 80 Kg/h, respectivamente. O controle do lançamento destes nutrientes em corpos hídricos apresenta grande preocupação nesta bacia, uma vez que o rio Caveiras irá transportar esses nutrientes para os locais onde existem barragens construídas. Nestes locais, o ambiente lântico formado é potencial para causar eutrofização (SIZIBA, 2017) e, portanto, o conhecimento da carga de fósforo e nitrogênio permite o cálculo da massa de nutrientes que irá chegar à barragem e assim elaborar ações de controle. Desta forma, a medida de carga que é transportada ao rio Caveiras se apresenta mais útil do que os dados de concentração no rio Carahá. Além disto, as cargas de nitrato e nitrito apresentaram valores iguais a 14 e 0,45 Kg/h, respectivamente, indicando que a contaminação por esgotos é recente, uma vez que estes valores são menores do que a carga de NTK (SPERLING, 2005). Ainda, observa-se que uma diminuição no nitrogênio amoniacal a partir do ponto 11, sugerindo processos de nitrificação na água (WICK, HEUMESSER e SCHMID, 2012).

Figura 43 – Resultados do cálculo da carga de fósforo.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Figura 44 – Resultados do cálculo da carga de NTK.



Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

Analisando a Tabela 17, observa-se que existe um incremento entre a carga calculada para o primeiro ponto de amostragem em relação ao ponto na foz do rio



Carahá. Os dados de concentração apresentados na seção 5 (Resultados e Discussão) apresentaram um comportamento constante da concentração, o que gera a falsa impressão de todos os pontos do rio apresentam o mesmo nível de contaminação. No entanto, analisando os dados de carga na Tabela 17, é possível constatar um aumento de até 33 vezes para o parâmetro nitrito, onde a carga inicial no trecho de estudo parte em média de 9,1 g/h e atinge 300 g/h no último ponto estudado.

Tabela 17 – Cargas médias de poluentes para os pontos 1 e 15.

Parâmetro	Carga (Kg/h)	
	Ponto 1	Ponto 15
Alumínio	0,0058	0,042
Ferro Total	0,0962	2,79
Manganês Total	0,0251	0,36
Cloro total	0,0189	0,4831
Cloreto	2,82	56,12
Dureza	5,03	145,96
Fenóis	0,0024	0,0653
Nitrito	0,0091	0,30
Nitrato	0,44	11,48
Sólidos Totais Dissolvidos	21,67	288,54
Sólidos Suspensos Totais	5,05	133,24
Sulfeto	0,0101	0,0607
Sulfato	5,67	92,98
Tensoativos que reagem com o azul de metileno	0,17	2,78

Fonte: Elaborado pela autora, 2017.

O conceito de carga não é comum para estudos sobre qualidade de água em rios e o mesmo vem sendo tradicionalmente utilizado para o projeto de sistemas de tratamento de efluentes. A carga orgânica volumétrica (Kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.dia), por exemplo, é um parâmetro fundamental para o projeto de reatores biológicos para o tratamento de esgotos e efluentes industriais (METCALF e EDDY, 2013). Para o monitoramento dos recursos hídricos, o uso de carga de poluentes mais difundido está relacionado ao cálculo da massa de sólidos suspensos transportado pela água. Essa medida de carga é um importante indicador de perda de solo e também base para o projeto e controle de barragens (RICHARDS, 1998). Segundo este autor, o conhecimento da carga de sólidos suspensos possui um significado maior quando comparado à concentração destas espécies. Nestes estudos a carga de sólidos suspensos é expressa em toneladas por ano.

Alguns trabalhos internacionais, no entanto, incluem a carga como indicador de qualidade da água em um manancial. Ntengwe (2006) estudou o canal Kitwe, que leva o nome de sua cidade na Zâmbia. O autor investigou os níveis de poluição físico-química, bioquímica e a carga de DBO<sub>5</sub>, fósforo, nitrato, sulfato e sólidos suspensos. Embora o mesmo tenha apresentado os valores em toneladas por dia, o mesmo não discutiu a escolha desta representação e nem as suas implicações na avaliação do impacto na qualidade da água.

Zhang et al. (2012) estudaram a poluição do lago Taihu na China. Parâmetros como DQO, amônia, nitrogênio total e fósforo total foram avaliados em termos de carga. A avaliação por meio deste indicador permitiu a simulação de cenários de controle ambiental, utilizando dados de transporte de poluentes (carga) para a previsão da qualidade da água no lago. Wang et al., (2013) utilizaram o conceito de carga para avaliar o escoamento superficial de poluentes devido a diversos usos e ocupação do solo em Chongqing na China. A aplicação do conceito de carga foi útil para verificar qual a atividade que influenciava de forma mais intensa a poluição das águas naquela localidade. Recentemente, Brodie et al. (2017) estudaram estratégias para priorizar investimentos no controle da poluição na grande barreira de coral na Austrália. Os autores utilizaram o conceito de carga para avaliar quais bacias hidrográficas influenciavam mais na poluição dos recifes e assim serem mais efetivos nos programas de proteção ambiental.

Em nível nacional, Ceretta (2004) estudou a poluição causada no arroio Cadena no município de Santa Maria. A autora estudou 3 setores e por meio do cálculo da carga de DBO<sub>5</sub> foi possível avaliar os setores mais poluentes da bacia. A carga de DBO<sub>5</sub> específica na bacia calculada variou entre 5,42 e 45,74 Kg DBO<sub>5</sub>/dia.m<sup>2</sup>. No presente estudo, a carga de DBO<sub>5</sub> específica foi de aproximadamente 32 Kg DBO<sub>5</sub>/dia.m<sup>2</sup>, considerando a área da bacia do Rio Carahá igual a 30 Km<sup>2</sup> (NETO et al, 2015).

Pinto (2016) avaliou dados de carga e de concentração de poluentes da bacia do rio Verde, em Minas Gerais, utilizando-se análises estatísticas. Foi evidenciado pela autora do estudo que a avaliação dos dados de carga apresentou resultados diferentes comparados à avaliação dos dados de concentração. Desta forma, os resultados demonstraram que a análise conjunta de dados de concentração e vazão contribui para uma avaliação mais abrangente e fidedigna da qualidade da água, pois alterações no fluxo do rio ao longo do tempo podem dificultar a interpretação dos dados de concentrações.

Desta forma, embora seja pouco difundido o uso da carga nos estudos sobre qualidade da água, evidencia-se a importância da inclusão da vazão associados aos dados de concentração. Entretanto, os diversos estudos apresentados na revisão bibliográfica e também as regulamentações ambientais trabalham apenas com o conceito de concentração. A resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) cita o conceito de carga, no entanto o mesmo era considerado apenas para o cálculo de eficiência de estações de tratamento de efluentes e não para o monitoramento da qualidade de rios, sendo esta parte da resolução substituída pela resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011). Neste sentido, uma discussão mais aprofundada deve ser realizada sobre os impactos de poluentes em corpos hídricos que levem em conta a massa de poluentes em um determinado ecossistema e a biodiversidade exposta a essa quantidade de substâncias químicas. Essa relação é razoável uma vez que os testes de toxicidade vem abordando a avaliação de efeitos aos organismos em termos de massa da substância por peso de organismo, tal qual a  $DL_{50}$  (dose letal média) (COSTA et al. 2008).

A recomendação para o controle da carga é que sejam instaladas réguas limnimétricas nos pontos de amostragem e que sejam obtidas as curvas-chaves nestes pontos de medição (MEALS, RICHARDS e DRESSING, 2013). Desta forma, é possível monitorar a vazão e a concentração dos poluentes, como subsídio para o cálculo da carga. Assim, os valores de carga podem ser utilizados para avaliação dos programas de controle ambiental na bacia, evitando interpretações equivocadas baseadas apenas em concentração conforme discutido anteriormente.

É importante ressaltar que de acordo com a Resolução n° 903/2013 da ANA, nossa região está enquadrada na Região 3, estabelecendo apenas um ponto a cada 1.000  $km^2$ . Sendo que a bacia do Rio Carahá tem 30  $km^2$  (NETO et al., 2015), 1 ponto seria o suficiente de acordo com a referida resolução.



## CONCLUSÃO

Os resultados mostram que, em geral, o Rio Carahá está sendo submetido à impactos por meio da ação antrópica, que resultam em uma má qualidade da água, principalmente pelo despejo de efluente doméstico.

O uso do IQA foi verificado como uma ferramenta útil para avaliar as mudanças espaço-temporais e classificar a qualidade da água do rio Carahá. O índice indicou que 87,5% dos pontos enquadram-se em uma qualidade ruim, 6,25% razoável e 6,25% resultaram em uma péssima qualidade de água.

Os macroinvertebrados bentônicos podem auxiliar no monitoramento ambiental e evidenciaram o grau de poluição ao longo do rio Carahá. O índice BMWP' demonstrou que 3 pontos estão classificados em qualidade "duvidosa" (águas poluídas – sistemas alterados) e 2 pontos em "crítico" (águas muito poluídas – sistemas muito alterados) para pontuação proposta por Gonçalves (2007); e 1 ponto regular, 3 pontos ruins e 1 péssimo para pontuação proposta por Junqueira et al. (2000), do qual apresentou resultados que mais corroboraram com a análise de carga de poluentes.

Ambos índices, IQA e BMWP, são relevantes para classificação das águas e a utilização deles em conjunto se torna uma boa base para tomada de decisões.

Ainda que pouco difundido, fica evidente que a medição de vazão e determinação da carga de poluentes é de fundamental importância para os estudos de qualidade da água. Com as relações DQO/ DBO<sub>5</sub> encontradas acima de 2,4, pode-se afirmar que existe a influência de despejos contendo substâncias com baixa biodegradabilidade que normalmente não se encontram nos esgotos domésticos.

A partir dos resultados obtidos neste estudo, fica claro que a integração das análises físico-químicas e biológicas resultam em um alicerce consistente para formulações de estratégias e gestão para os corpos receptores.

Ações de coleta e tratamento dos efluentes domésticos, fiscalização no descarte irregular de efluentes industriais, campanhas de conscientização, réguas limnimétricas para monitorar a vazão e concentração de poluentes, aliados à preservação e recuperação da mata ciliar, se apresentam como medidas de grande potencial na melhoria da qualidade das águas do Rio Carahá.



## **SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS**

Com base na experiência adquirida após a realização deste trabalho, sugere-se:

- a coleta de amostras do resíduo oleoso e também das fontes de poluição com alta carga de sólidos visualizadas neste trabalho para identificação da origem.
- a análise de metais pesados e também substâncias como hidrocarbonetos provenientes de petróleo para avaliação da poluição por postos de combustíveis.
- a instalação de régua em alguns pontos do rio para o monitoramento de carga após a conclusão das obras das estações de tratamento de esgoto do município para verificação do efeito delas nas cargas de poluentes.





## REFERÊNCIAS

ABDEL-SATAR, A. M.; ALI, M. H.; GOHER, M. E. Indices of water quality and metal pollution of Nile River, Egypt. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 43, p. 21–29, 2017.

ABRH - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS. Política e sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos. **Comissão de Gestão**. São Paulo, 1997.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. ANA.

<<http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx>>. Acesso em: 03 jun. 2016.

\_\_\_\_\_. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>> Acesso em: 15 mai. 2017.

\_\_\_\_\_. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 325 p, 2011.

ALBA-TERCEDOR, J. & SANCHEZ-ORTEGA, A. Un método rápido y simples para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). **Limnetica**, v. 4, p. 51-56, 1988.

ALBERTONI, F. A. PALMA-SILVA, C.; TRINDADE, C. R.; FURLANETTO, L. M. Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Versão On-line ISSN 2318-0331 RBRH, Porto Alegre, v. 22, e. 2, 2017.

ALMEIDA, L. Q. de.; CORRÊA, A. C. B. Dimensões da negação dos rios urbanos nas metrópoles brasileiras: o caso da ocupação da rede de drenagem da planície do Recife, Brasil. **Geo UERJ**, v. 1, n. 23, p. 114-135, 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; **Standard methods**: for the examination of water and wastewater. 21. ed. Washington, DC: APHA, 2005.

AMORIM, D.G.; CAVALCANTE, P. R. S.; SOARES, L. S.; AMORIM, P. E. C. Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA). **Eng Sanit Ambient**, v.22, n.2, p. 251-259, 2017.

ANDRADE, A. R.; FELCHAK, I. M. A poluição urbana e o impacto na qualidade da água do rio das Antas - Irati/PR. **Revista Eletrônica do Curso de Geografia – Campus Jataí UFG**, n. 12, p. 109-132, 2009.

ANDRADE, C. C. **Macroinvertebrados bentônicos e fatores físicos e químicos como indicadores de qualidade de água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu-SP.**

Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de São Carlos, 2009.

ANDRADE, F. L. de.; ROCHA, P. C. Estudo comparativo das vazões dos rios Aguapeí e Peixe. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 7, n. 2, 2011.

ANTUNES, C. M. M.; BITTENCOURT, S. C.; RECH, T. D. Qualidade das águas e percepção de moradores sobre um rio urbano. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 32, p. 76-87, 2014.

AZRINA, M. Z.; YAP, C.K.; ISMAIL, A. R.; TAN, S.G. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 64, p. 337–347, 2006.

BAIRD, C. **Environmental Chemistry**. 2. ed. Ontario: University of Western Ontario, 557 p., 1999.

BÁRBARA, V. F.; CUNHA, A. C.; SIQUEIRA, E. Q. Monitoramento sazonal da qualidade da água do rio Araguari/AP. **Revista de Biociências**, UNITAU, v. 16, n. 1, p. 57-72, 2010.

BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F. P. G.; ANAZAWA T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; MILLÉO, J.; SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitanguí, Paraná, Brasil. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v. 101(1-2), p. 15-23, 2011.

BATALHA, S. S. A.; MORTORANO, L. G.; BIASE, A. G.; MORALES, G. P.; PONTES, A. N.; SANTOS, L. S. dos. Condições físico-químicas e biológicas em águas superficiais do Rio Tapajós e a conservação de Floresta Nacional na Amazônia, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 9, n. 4, Taubaté, 2014.

BATTISTONI, D.; FAVASSA, C. T. A.; TRIQUES, R.; BARP, E. A.; RODRIGUES, G. G. Composição faunística de macroinvertebrados bentônicos ocorrentes na parte baixa do Rio Jacutinga, Concórdia, SC. **Ágora: Revista de Divulgação Científica**, ISSN 2237-9010, Mafra, v. 17, n. 1, 2010.

BEZERRA, J. M.; SILVA, P. C. M. da.; BATISTA, R. O.; PINTO, C. H. C.; FEITOSA, A. P. Análise dos indicadores de qualidade da água no trecho urbano do Rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, Brasil. **Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 6, suplemento 1, p. 3443-3454, 2013.

BHATTI, M. T.; LATIF, M. Assessment of water quality of a river using an indexing approach during the low-flow season. **Irrigation and Drainage**. n. 60, p. 103-114, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 mar. 2005.

BRASIL. Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 02 set. 1981. seção 1, p. 16.509. Disponível em: <<http://www.cnrh.gov.br>>. Acesso em: 29 mai. 2013.

BRODIE, J. E., LEWIS, S. E.; COLLIER, C. J.; WOOLDRIDGE, S.; BAINBRIDGE, Z. T.; WATERHOUSE, J.; RASHEED, M. A.; HONCHIN C.; HOLMES, G.; FABRICIUS, K. Setting Ecologically Relevant Targets for River Pollutant Loads to Meet Marine Water Quality Requirements for the Great Barrier Reef, Australia: A Preliminary Methodology and Analysis. **Ocean & Coastal Management** 143, p. 136–47, 2017.

CARVALHO, T. M. de. Técnicas de medição de vazão por meios convencionais e não convencionais. **RBGF – Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife-PE, v. 1, n. 1, p. 73-85, 2008.

CASTRO, P.; HUBER, M.E. **Marine Biology**. Wm. C. Brown Publishers, EUA, 2ª ed., 1997. 450p.

CERETTA, M. C. **Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do arroio Adena - município de Santa Maria - RS.**

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **CETESB**. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br>> Acesso em: 15 mai. 2017.

COPATTI, C. E. SCHIRMER, F. G. MACHADO, J. V. V. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade Ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim. v.34, n.125, p. 79-91, 2010.

CORRÊA, F. M. **Impactos Antrópicos sobre a qualidade da água do Rio das Antas na área urbana da cidade de Anápolis – Goiás: uma abordagem para gestão ambiental**. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Católica de Brasília, 2005. Disponível em: <[http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UCB\\_4dc513e90d541c809eba491daeab983d/Details](http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UCB_4dc513e90d541c809eba491daeab983d/Details)> . Acesso em: 01 mai. 2016.

CORREIO LAGEANO. 2011. Disponível em: <<http://www.clmais.com.br/informacao/17846/carah%C3%A1-resiste-a-toda-polui%C3%A7%C3%A3o>>. Acesso em: 10 mai. 2016.

COSTA, C.; Ide, S.; SIMONKA, C. E. (Ed.). Insetos Imaturos. Metamorfose e identificação. São Carlos; Holos, 2006.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A Toxicidade Em Ambientes Aquáticos: Discussão E Métodos de Avaliação. **Química Nova**, v. 31, n.7, p. 1820–30, 2008.

CURADO, C. L. **Indicadores de vazões mínimas de referência em sub bacias do rio Miranda**. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2003. Disponível em: <<https://sistemas.ufms.br/sigpos/portal/trabalhos/download/29/cursoId:33>>. Acesso em: 15 mai. 2016.

DAMANIK-AMBARITAA, M. N. LOCK, K.; BOETS, P. EVERAERT, G.; NGUYEN, T. H. T.; FORIO, M. A. E.; MUSONGE, P. L. S.; SUHAREVA, N.; BENNETSEN, E.; LANDUYT, D.; DOMINGUEZ-GRANDA; L.; GOETHALS, P. L. M. Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. **Revista Limnologica**, v. 57, p. 27–59, 2016.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG. **DIN**. 38405-9 (1979-05) German Standard Methods For Examination Of Water, Waste Water And Sludge; Anions (group D), Determination of Nitrate Ion (d 9).

DIÁRIO CATARINENSE. Disponível em: <<http://dc.clicrbs.com.br/sc/estilo-de-vida/noticia/2017/06/nivel-de-agua-baixa-e-lixo-fica-acumulado-no-rio-caraha-em-lages-9811250.html>>

DOMINGUEZ-GRANDA, L.; LOCK, K.; GOETHALS, P. L.M. Using multi-target clustering trees as a tool to predict biological water quality indices based on benthic macroinvertebrates and environmental parameters in the Chaguana watershed (Ecuador). **Ecological Informatics**, v. 6, p. 303–308, 2011.

EFFENDIA, H.; ROMANTO, WARDIATNOB, Y. Water quality status of Ciambulawung River, Banten Province, based on pollution index and NSF-WQI. *Procedia Environmental Sciences*, v.24, p. 228 – 237, 2015.

EGBORGE, A. B. M.; BENKA-COKERT, J. Water Quality Index: Application in the Warri River, Nigeria. **Environmental Pollution** (Series B), v. 12, p. 27-40, 1986.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA**. Method 1690 Ammonia-N in Water and Biosolids by Automated Colorimetry with Preliminary Distillation Environmental Protection Agency: Office of Water Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division. Washington, D.C.: [s.n.].

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/Finep. 602 p., 1998.

FERREIRA, C. M. **Cenários de uso e outorga de água para a bacia hidrográfica do rio Canoas: uma contribuição à gestão social da água**. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

FERREIRA, G. L. B. V.; FERREIRA, N. B. V. Fundamentos da Política Nacional de Recursos Hídricos. XIII SIMPEP – Bauru, SP, 2006. **Anais eletrônicos**. Disponível em: <[http://www.simpep.feb.unesp.br/anais/anais\\_13/artigos/810.pdf](http://www.simpep.feb.unesp.br/anais/anais_13/artigos/810.pdf)>. Acesso em: 16 mai. 2016.

FERREIRA, G. L.; FLYNN, M. N. Índice biótico BMWP' na avaliação da integridade ambiental do Rio Jaguari-Mirim, no entorno das Pequenas Centrais Hidrelétricas de São Joaquim e São José, município de São João da Boa Vista, SP. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 5, n. 1, p. 128-139, fev. 2012.

FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C. de; FIA, F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. de. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Versão On-line ISSN 2318-0331 RBRH, v. 20, n.1, Porto Alegre, p. 267 - 275, 2015.

FILHO, E. F. da R. Qualidade das águas superficiais e subterrâneas da bacia hidrográfica do Iraí. **Boletim Paranaense de Geociências**, v. 66-67, p. 41-50, 2012.

GONÇALVES, D. R. P.; ROCHA, C. H. Indicadores de qualidade da água e padrões de uso da terra em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.51, n.9, p.1172-1183, 2016.

GONÇALVES, F. B. **Análise comparativa de índices bióticos de avaliação de qualidade de água, utilizando macroinvertebrados, em um rio litorâneo do estado do Paraná.** Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, 2007. Disponível em: <<http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/19880/dissertacao%20Fabio.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 21 mai. 2016.

HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In. ZAKRZEWSKI, S.B.B. (Org.). Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares. Erechim: Edifapes, p.75-85, 2007.

HOSEINZADEH, E., KHORSANDI, H., WEI, C., ALIPOUR, M. Evaluation of AydughmushRiver water quality using the National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSFWQI), River Pollution Index (RPI), and Forestry Water Quality Index(FWQI). **Desalin. Water Treat.** 54, p. 2994–3002, 2015.

IAP. 1995. Análises das águas dos rios da bacia do Iraí. Instituto Ambiental do Paraná. Curitiba.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 10 mai. 2016.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **IMGA.** Monitoramento da qualidade das águas superficiais na sub bacia do rio das Velhas. Belo Horizonte: IGAM, 2007. 256 p.

JESUS, D. B. M.; SOUZA, R. C. A. Avaliação da qualidade da água do rio São Francisco na região de Bom Jesus da Lapa, BA, e as atividades antrópicas relacionadas.

XII SEPA - **Seminário Estudantil de Produção Acadêmica**, UNIFACS, 2013.  
Disponível em: <<http://www.revistas.unifacs.br/index.php/sepa>>. Acesso em: 01 mai. 2016.

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S., FRANÇA, E. S.  
Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 12, p. 72-87, 2000.

KAMADA, M. D. L.; LUCCA, G. M. de; LUCCA, J. V. de. Utilização dos macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água no córrego Retiro Saudoso, em Ribeirão Preto – SP. **VIII Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n.2, p. 250-261, 2012.

KARAN, J.; NICELL, J.A. Potential applications of enzymes in wastes treatment. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 69, p.141-153, 1997.

LANG, C. Constrasting responses of oligochaeta (Annelida) and chironomids (Diptera) to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. **Aquat. sci**, Basel, v. 61, p. 206-214, 1998.

LECCI, L. S. & FROEHLICH, C. G. Plecoptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. FROEHLICH, C.G. (org.). 2007. Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>> Acesso em: 08 jan. 2017.

LELIS, L. R. M.; PINTO, A. L.; SILVA, P. V. da; PIROLI, E. L.; MEDEIROS, R. B.; GOMES, W. M. Qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do Rio Formoso, Bonito – MS. **Revista Formação**, n.22, v. 2, p. 279-302, 2015.

LERMONTOV, A. YOKOYAMA, L.; LERMONTOV, M.; MACHADO, M. A. S. River quality analysis using fuzzy water quality index: Ribeira do Iguape river watershed, Brazil. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 1188–1197, 2009.

MAANE-MESSAI, S et al. Spatial and Temporal Variability of Water Quality of an Urbanized River in Algeria: The Case of Soummam Wadi. **Water Environment Research**, v. 82, n. 8, p.742-7499, aug. 2010

MARIANO, R. & FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. 2007. FROEHLICH, C.G. (org.). Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>> Acesso em 08 jan. 2017.

MARQUES, M. G. S.; FERREIRA, R. L.; BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas carioca e da barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n.2, p. 203-210, 1999.

MARR, J.; K REMER, S.; STERNER, O.; ANKE, H. Transformation and mineralization of halophenols by *Penicillium simplicissimum* SK9117. **Biodegradation**, v.7, p.165-171, 1996.

MEALS, D. W.; RICHARDS, R. P.; DRESSING, S. A. **Pollutant Load Estimation for Water Quality Monitoring Projects**. National Nonpoint Source Monitoring Program. Tiffin, OH. 2013.

MEDEIROS, S. R. M.; CARVALHO, R. G.; SOUZA, L. di; BARBOSA, A. H. da S. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 3, Taubaté, 2016.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5th ed. McGraw-Hill Education, 2013.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Manual de Identificação de Macroinvertebrados do Estado do Rio de Janeiro. 1. ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 176 p.

MILBRINK, G. Oligochaetes and pollution in two deep Norwegian lakes. **Hydrobiologia** 278: p. 213-222. 1994.

MIRANDA, R. G.; PEREIRA, S. de F. P.; ALVES, D. T. V.; OLIVEIRA, G. R. F. Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia - Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, 2009.

MORETTO, D. L.; PANTA, R. E.; COSTA, A. B. da; LOBO, E. A. Calibration of water quality index (WQI) based on Resolution nº 357/2005 of the Environment National Council (CONAMA). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 1, p. 29-42, 2012.

MORUZZI, R. B.; REALI, M. A. P. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – uma abordagem geral. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 4, n. 1, 2012.



MOTA, S. **Gestão ambiental de recursos hídricos**. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES, 2008.

NETO, S. L. R.; SILVA, G. R.; MENDES, C. F.; CUNHA, M. B. Modelagem hidráulica dos eventos de inundações em Lages (SC). VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. **Anais eletrônicos**. Porto Alegre, RS. 2015. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2015/VIII-040.pdf>>. Acesso em: 08. mai. 2015.

NETTO, J. M. de A.; FERNANDEZ, M. F.; ARAUJO, R. de; ITO, A. E. **Manual de Hidráulica**, 8th ed. Blucher, São Paulo, 1998.

NTENGWE, F.W. Pollutant Loads and Water Quality in Streams of Heavily Populated and Industrialised Towns. **Physics and Chemistry of the Earth**, Parts A/B/C 31 (15–16), p. 832–39, 2006.

OLIVEIRA, L. N. de; SILVA, C. E. da. Qualidade da água do Rio Poti e suas implicações para atividade de lazer em Teresina-PI. **Revista Equador** (UFPI), v. 3, n. 1, p. 128 – 147, 2014.

OTT, W. **Environmental Indices: Theory and Practice**, Ann Arbor Science Publishers, 1978.

PEREIRA, D. L. V. et al. Chaves de identificação para Famílias e gêneros de Gerromorpha e Nepomorpha (Insecta: Heteroptera) na Amazônia Central. *Neotropical Entomology* 36(2): 210-228 (2007).

PESSOA, M. A. R.; AZEVEDO, J. P. S. de; DOMINGOS, P. Comparing the responses of two water quality indices using simulated and real data. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Versão On-line ISSN 2318-0331 RBRH, v. 20, n.4, p. 905 - 913, Porto Alegre, 2015.

PINHO, L. C. Díptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. 2008. FROEHLICH, C.G. (org.). Disponível em: <<http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>> Acesso em: 07 jan. 2017.

PINTO, C. C. **Concentração e de carga de poluentes em bacias hidrográficas: exemplo da bacia do rio Verde**. Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.  
PINTO, L. C.; MELLO, C. R. de; FERREIRA, D. F.; ÁVILA, L. F. Water quality index in two land use situations in the Mantiqueira Range. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 37, n. 4, p. 338 - 342, 2013.

PINTO, V. G. **Modelagem ecohidrológica e caracterização biótica e abiótica da bacia hidrográfica do ribeirão do Espírito Santo**. Originalmente apresentada como dissertação de doutorado, Universidade Federal de Juiz de Fora, 2015. Disponível em: <[www.ufjf.br/ecologia/files/2015/08/Tese-Vivian.pdf](http://www.ufjf.br/ecologia/files/2015/08/Tese-Vivian.pdf)>. Acesso em: 15 mai. 2016.

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

PORTO, R. L. L.; FILHO, K. Z.; SILVA, R. M. da. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. **Apostila Medição de Vazão e Curva Chave**. São Paulo, 2001.

REBOUÇAS, A. da C. **Água doce no mundo e no Brasil**. In. REBOUÇAS, A. da C. et al. (org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3 ed. São Paulo: Escrituras Editora, p. 1-35, 2006.

RENOVATO, D. C. C.; SENA, C. P. S.; SILVA, M. M. F. Análise de parâmetros físico-químicos das águas da barragem pública da cidade de Pau dos Ferros (RN) – pH, cor, turbidez, acidez, alcalinidade, condutividade, cloreto e salinidade. IX Congresso de Iniciação Científica do IFRN (IX CONGIC). **Anais eletrônicos**. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte, 2013. Disponível em: <<http://www2.ifrn.edu.br/ocs/index.php/congic/ix/paper/viewFile/1119/61>> Acesso em: 15 mai. 2017.

RICARDO, G. da S. **Estudo do modelo hidrológico HEC-HMS (Hidrologic Modeling System) na bacia hidrográfica do alto Canoas e levantamento de dados primários para modelagem de eventos de inundação**. Originalmente apresentado como Trabalho de Conclusão do curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2016.

RICHARDS, R. P. **Estimation of pollutant loads in rivers and streams: a guidance document for nps programs**: Water Quality Laboratory, Heidelberg College, Tiffin, OH. ,1998. Disponível em: <[http://www.ccamp.us/ccamp\\_regional\\_report/\\_Documents/PeteLoad\\_Est1.pdf](http://www.ccamp.us/ccamp_regional_report/_Documents/PeteLoad_Est1.pdf)> Acesso em: 15.jul.2017.

ROCHA, P. C.; **Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR**. 171 f. Originalmente apresentado como tese de doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2002.

RODRIGUES, V. M.; ARRUDA, E. P. de; SANTOS, A. C. A. dos; COSTA, M. J. Comparing two biological indexes using benthic macroinvertebrates: positive and negative aspects of water quality assessment. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 28, e.25, 2016.

ROSA, C. A. S.; OLIVEIRA, A. M. S.; SAAD, A. R. A expansão urbana e o IQA como ferramentas de avaliações e análises da evolução da qualidade das águas do rio Cotia, região metropolitana de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n.4, p.114-123, 2014.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Fresh water biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman&Hall, Londres, 486 p., 1993.

RUARO, R.; AGUSTINI, M. A. B.; ORSSATTO, F. Avaliação da qualidade da água do rio Clarito no município de Cascavel (PR), através do índice BMWP adaptado. **Revista Saúde e Biol.**, v. 5, n. 1, p. 5-12, 2010.

SÁNCHEZ, E.; COLMENAREJO, M. F.; VICENTE, J.; RUBIO, A.; GARCÍA, M. G.; TRAVIESO, L.; BORJA, R. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution. **Ecological Indicators**, v. 7, p. 315–328, 2007.

SANTOS, I. dos; FILL, H. D.; SUGAI, M. R. V. B.; BUBA, H.; KISHI, R. T.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: ITD, 2001.

SANTOS, N. P. L. dos.; MOREIRA, J. A.; ALMEIDA, L. Q. Rios urbanos, sinônimo de espaços degradados? Estudo de Caso sobre o Riacho Pajeú, Fortaleza, Brasil. XVI Encontro Nacional de Geógrafos, Porto Alegre, RS, 2010. **Anais eletrônicos**. Disponível em: <[www.agb.org.br/evento/download.php?idTrabalho=1918](http://www.agb.org.br/evento/download.php?idTrabalho=1918)>. Acesso em: 15 mai. 2016.

SARDINHA, D. de. S.; CONCEIÇÃO F. T. da.; SOUZA, A. D. G. de.; SILVEIRA, A. ; JULIO, M. de.; GONÇALVES, J. C. de. S. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 13, n. 3, p. 329-338, 2008.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – PR. Disponível em: <<http://www.meioambiente.pr.gov.br/>>. Acesso em: 29 jun. 2016.

SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F. E FONSECA-GESSNER, A. A. Chave de Famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* Jan/Mar 2011 vol. 11, no. 1. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/pt/abstract?article+bn02711012011+ISSN1676-0603>>. Acesso em: 07 ago. 2015.

SHARIFINIA, M. MAHMOUDIFARD, A.; NAMIN, J. I.; RAMEZAPOUR, Z.; YAP, C. K. Pollution evaluation in the Shahrood River: Do physico chemical and macroinvertebrate-based indices indicate same responses to anthropogenic activities?. *Chemosphere*, v. 159, p. 584-594, 2016.

SHARMA, P.; MEHER, P. K.; KUMAR, A.; GAUTUM, Y. P.; MISHRA, K. P. Changes in water quality index of Ganges river at different locations in Allahabad. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, v. 3–4, p. 67–76, 2014.

SILVA, A. M. M.; SACOMANI, L. B. Using Chemical and Physical Parameters to Define the Quality of Pardo River Water (Botucatu-SP-Brazil). *Water Research*, v. 35, Issue 6, 2001.

SILVA, F. L.; MOREIRA, D. C.; BOCHINI, G. L.; RUIZ, S. S. Desempenho de dois índices biológicos na avaliação da qualidade das águas do Córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, através de macroinvertebrados bentônicos. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v.2, n.3, p. 231-234, 2007.

SILVA, K. W. dos S.; EVERTON, N. dos S.; MELO, M. A. D. Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil. *Rev Pan-Amaz Saude*, v.7, n.3, 2016.

SILVEIRA, M. P; QUEIROZ, J. F. E BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos.** *Comunicado Técnico 19.* Embrapa, Jaguariúna, 2004.

SIZIBA, N. Effects of Damming on the Ecological Condition of Urban Wastewater Polluted Rivers. *Ecological Engineering* 102, p. 234–39, 2017.

SOUZA, R. R. de.; COSTA, J. J.; SOUZA, R. M. e. Construção de modelo empírico para o monitoramento de recursos hídricos do Rio do Sal/Sergipe. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 8, p. 16-28, 2007.

SOUZA, L. O. I.; COSTA, J. M. & OLDRINI, B. B. Odonata. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. 2007. FROEHLICH, C. G. (org.) Disponível em: <[http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia\\_online](http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online)> Acesso em: 07 ago. 2016.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3<sup>rd</sup>ed. Belo Horizonte - MG: UFMG, 2005.

SUN, W.; XIA, C.; XU, M.; GUO, J.; SUN, G. Application of modified water quality indices as indicators to assess the spatial and temporal trends of water quality in the Dongjiang River. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 306–312, 2016.

TANIWAKI, R. H.; SMITH, W. S. Utilização de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento de atividades antrópicas na bacia de drenagem do Reservatório de Itupararanga, Votorantim – SP, Brasil. **Journal of the Health Sciences Institute**, v. 29, n. 1, p. 7-10, 2011.

TAVARES, A.R. **Monitoramento da qualidade das águas do rio Paraíba do Sul e diagnóstico de conservação**. 176p. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado. Instituto Tecnológico de Aeronáutica-ITA, São José dos Campos, São Paulo. 2005.

TUCCI, C. E. M. Águas Urbanas. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 97-112, 2008.

TUNDISI, J.G.; MATSUMARA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. **Ecossistemas de águas interiores**. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA JÚNIOR, B.P.F.; TUNDISI, J.G. (Org). *Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras. Cap. 5, p. 153-194, 1999.

UMETSU, R. K.; PEREIRA, N.; CAMPOS, E. M. F. P.; UMETSU, C. A.; MENDONÇA, R. A. M.; BERNASCONI, P.; CAMARGO, M. F. Análise morfométrica e socioambiental de uma bacia hidrográfica amazônica, Carlinda, MT. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 1, p. 83-92, 2012.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. **Ecletica Química**, v.22, 1997.

VASSILEV, N.; BACA, M.T.; VASSILEVA, M. Plant lignocellulose and decomposition by fungus: from nature to industrial use. **Mycologist**, v.8, p.113-114, 1994.

WANDA, E. M.M.; MAMBA, B. B.; MSAGATI, T. A. M. Determination of the water quality index ratings of water in the Mpumalanga and North West provinces, South Africa. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 92, p. 70-78, 2016.

WANG, S.; HE, Q.; AI, H.; WANG, Z.; ZHANG, Q. Pollutant Concentrations and Pollution Loads in Stormwater Runoff from Different Land Uses in Chongqing. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 3, p. 502–10, 2013

WEI, H.; SUN, S.; WANG, M.; LI, X.; ZHANG, N.; XIN, X.; SUN, L.; LI, W.; JIA, R. Assessing water quality of five typical reservoirs in lower reaches of Yellow River, China: Using a water quality index method. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 309–316, 2016.

WETZE, R. G. **Limnology**. 2 ed. Saunders College Publ, Washington, p. 919. 1983.

XAVIER, P. C. D. S. da.; CAMPOS, H. L. Efeitos do crescimento urbano na qualidade das águas do riacho Piauí, Prapiraca-AL. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. 24, n. 3, p. 167-177, 2007.

ZHANG, R.; QIAN, X.; YUAN, X.; YE, R.; XIA, B.; WANG, Y. Simulation of Water Environmental Capacity and Pollution Load Reduction Using QUAL2K for Water Environmental Management. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 9, n. 12, p. 4504–21, 2012.