



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ (UFPI)  
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO (PRPG)  
NÚCLEO DE REFERÊNCIA EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS DO TRÓPICO  
ECOTONAL DO NORDESTE (TROPEN)  
MESTRADO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE (MDMA)**

**LUNA LANA XIMENES RODRIGUES**

**IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS EM UMA MICROBACIA URBANA DE  
TERESINA-PI**

**TERESINA/PI  
2020**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ (UFPI)  
PRÓ-REITORIA DE ENSINO DE PÓS-GRADUAÇÃO (PRPG)  
NÚCLEO DE REFERÊNCIA EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS DO TRÓPICO  
ECOTONAL DO NORDESTE (TROPEN)  
MESTRADO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE (MDMA)**

**LUNA LANA XIMENES RODRIGUES**

**IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS EM UMA MICROBACIA URBANA DE  
TERESINA-PI**

Dissertação apresentada ao Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Piauí (MDMA/PRODEMA/UFPI/TROPEN), como requisito à obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de concentração: Desenvolvimento do Trópico Ecotonal do Nordeste. Linha de pesquisa: Biodiversidade e utilização sustentável dos recursos naturais.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva

TERESINA/PI  
2020

FICHA CATALOGRÁFICA  
Universidade Federal do Piauí  
Biblioteca Comunitária Jornalista Carlos Castello Branco  
Serviço de Processamento Técnico

R696i      Rodrigues, Luna Lana Ximenes.  
                Impactos socioambientais em uma microbacia urbana  
                de Teresina-PI / Luna Lana Ximenes Rodrigues. – 2020.  
                90 f.

                Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio  
                Ambiente) – Universidade Federal do Piauí, Teresina,  
                2020.  
                “Orientador: Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva”.

                1. Doenças de veiculação hídrica. 2. Qualidade das  
                águas. 3. Urbanização. I. Título.

CDD 574.5

**LUNA LANA XIMENES RODRIGUES**

**IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS EM UMA MICROBACIA URBANA DE  
TERESINA-PI**

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Piauí (PRODEMA/UFPI/TROPEN) como requisito à obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de Concentração: Desenvolvimento do Trópico Ecotonal do Nordeste. Linha de Pesquisa: Biodiversidade e Utilização Sustentável dos Recursos Naturais

Teresina (PI), 28 de abril de 2020.

**BANCA EXAMINADORA**



---

Prof. Dr. Carlos Ernando da Silva  
Universidade Federal do Piauí - UFPI  
(Presidente)



---

Prof. Dr. José de Ribamar de Sousa Rocha  
Universidade Federal do Piauí - UFPI  
(Examinador Interno/Vinculado à Rede PRODEMA)



---

Prof. Dr. Reurysson Chagas de Sousa Morais  
Instituto Federal do Piauí- IFPI  
(Examinador Externo)

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus, incomparável Pai, incomparável Amor, incomparável Graça, “até aqui me ajudou o Senhor”.

Aos meus Pais, Maria do Socorro Ximenes de Sousa Rodrigues e Francisco Rodrigues de Sousa, por todo o incentivo, pelas dificuldades enfrentadas por mim, por me darem vida desde meu nascimento e por sempre acreditarem em mim.

Aos meus irmãos, Aldenora Maria e João Sávio, por todo apoio, diversão e compreensão.

Ao meu namorado, Lucas Gomes, por todo o apoio, por estar sempre disponível, por me ajudar na realização dos meus sonhos, compartilhar todas as horas de desânimo e alegrias.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Carlos Ernando, por toda dedicação, competência, conhecimento e tempo disponibilizados para o desenvolvimento dessa pesquisa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado.

À banca de qualificação e da defesa da dissertação, Prof. Dr. José Ribamar, Prof. Dr. Reurysson Chagas. Profa. Dra. Elaine Aparecida pela colaboração e sugestões para o enriquecimento da pesquisa.

Aos professores e demais colaboradores do Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA/UFPI).

À Universidade Federal do Piauí (UFPI) e ao laboratório de saneamento pela infraestrutura e apoio logístico e na execução da pesquisa.

Aos colegas de mestrado e de laboratório pela boa convivência e auxílio nas coletas e análises, em especial a Olga Aline, Maria Hortência, Ana Karoline, Francisco e Samuel.

Aos colaboradores da Fundação Municipal de Saúde de Teresina, em especial a Dra. Amariles Borba e as enfermeiras Sunamyta e Adriana pelo fornecimento de dados, informações e toda compreensão.

Aos amigos Vitor e Amélia Djiullya pelos ensinamentos e auxílio junto ao geoprocessamento.

Agradeço a todos que de maneira direta ou indireta me proporcionaram um amadurecimento pessoal e profissional.

## RESUMO

A urbanização rápida e desordenada sem o devido planejamento e desenvolvimento de uma infraestrutura adequada, especialmente a de saneamento, ocasiona consequências diretas ao espaço urbano, promovendo impactos negativos a qualidade dos recursos hídricos e a saúde da população. A Política Nacional de Recursos Hídricos estabelece a bacia hidrográfica como a unidade gestão dos recursos hídricos, visando o estudo de todos os aspectos qualitativos e quantitativos que interferem na sua dinâmica. Este trabalho objetivou realizar uma análise morfométrica e ambiental de uma microbacia urbana inserida na sub-bacia PE-09, na cidade de Teresina-PI. A microbacia foi delimitada e caracterizada quanto aos seus aspectos morfométricos, físicos, demográficos e de uso e ocupação das terras. A qualidade das águas da microbacia foi determinada com periodicidade mensal, em seis pontos de coleta, no período de dezembro de 2018 a novembro de 2019. Os resultados foram interpretados frente aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 e ao Índice de Qualidade de Água - IQA (CETESB), observando a sazonalidade no período de estudo. A correlação entre a saúde pública e saneamento na microbacia foi realizada a partir da incidência de doenças de veiculação hídrica, que teve como base de dados as notificações de agravos disponibilizadas pela Fundação Municipal de Saúde da cidade. A caracterização da microbacia hidrográfica identificou uma área total de 184,76 ha, perímetro de 6.496 metros com densidade demográfica de 87,09 hab./há indicando uma região densamente ocupada e com baixa cobertura de rede de esgoto. Os aspectos morfométricos indicaram uma suscetibilidade da microbacia a eventos de enchentes e inundações. A qualidade da água revelou as variáveis E. coli, DBO, OD e fósforo total com a maior quantidade de valores em não conformidade com a legislação, tendo o ponto à montante da microbacia (P0) apresentado a maior degradação, devido este receber as águas de drenagem de uma área ausente de saneamento. O ponto de exutório da microbacia apresentou os melhores resultados de qualidade de água, demonstrando a capacidade de autodepuração do corpo hídrico. A análise do efeito da sazonalidade demonstrou melhoria da qualidade das águas durante a estação seca associada a redução dos valores de E. coli e DBO. Os aspectos de saúde na microbacia indicaram uma relação entre as condições ambientais e a incidência de doenças de veiculação hídrica, demonstrando uma vulnerabilidade da população residente na área quanto a essas doenças. Os resultados revelam que a incidência das arboviroses na microbacia decorre principalmente das condições de ocupação da área e para as doenças diarreicas agudas o fator determinante é a degradação da qualidade da água, que tem como fonte a carência de serviços de saneamento evidenciada na área. A região da microbacia demonstra necessidade de implantação de infraestrutura adequada com evolução dos serviços de saneamento, tendo em vista a melhoria da qualidade das águas e das condições ambientais da área.

**Palavras-chave:** urbanização, qualidade das águas, doenças de veiculação hídrica.

## ABSTRACT

Rapid and disordered urbanization without proper planning and development of an adequate infrastructure, especially sanitation, has direct consequences for the urban space, promoting negative impacts on the quality of water resources and the health of the population. The National Water Resources Policy establishes the hydrographic basin as a water resource management unit, aiming at the study of all qualitative and quantitative aspects that interfere in its dynamics. The objective of this study was to perform a morphometric and environmental analysis of an urban microbasin inserted in the sub-basin PE-09, in the city of Teresina-PI. The microbasin was defined and characterized in terms of its morphometric, physical, demographic and land use and occupation aspects. The water quality of the microbasin was determined on a monthly basis, at six collection points, from December 2018 to November 2019. The results were interpreted against the limits established by the CONAMA resolution 357/2005 and the Water Quality Index - IQA (CETESB), observing the seasonality in the study period. The correlation between public health and sanitation in the microbasin was carried out based on the incidence of waterborne diseases, which had as a database the notifications of injuries provided by the city's Municipal Health Foundation. The characterization of the microbasin identified a total area of 184,76 hectares, perimeter of 6.496 meters with a demographic density of 87,09 habitants/hectare indicating a densely occupied region with low sanitary sewage coverage. The morphometric aspects indicated a susceptibility of the microbasin to events of floods and floods. The water quality revealed the variables E. coli, DBO, OD and total phosphorus with the highest amount of values in non-compliance with the legislation, with the point upstream of the micro-basin (P0) showing the greatest degradation, due to the fact that it receives the waters drainage of an area without sanitation. The basin exutory point showed the best water quality results, demonstrating the self-cleaning capacity of the water. The analysis of the effect of seasonality showed an improvement in water quality during the dry season associated with a reduction in the values of E. coli and DBO. Health aspects in the microbasin indicated a relationship between environmental conditions and the incidence of waterborne diseases, demonstrating the vulnerability of the population living in the area to these diseases. The results reveal that the incidence of arboviruses in the microbasin is mainly due to the conditions of occupation of the area and for acute diarrheal diseases the determining factor is the degradation of water quality, which is caused by the lack of sanitation services evidenced in the area. The microbasin region demonstrates the need to implement adequate infrastructure with the evolution of sanitation services, with a view to improving water quality and environmental conditions in the area.

**Keywords:** Urbanization. Water quality. Waterborn diseases.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Mapa de localização das sub-bacias urbanas de Teresina e área de estudo sub-bacia PE-09.....	33
Figura 2 – Representação da área de abrangência com delimitação da microbacia contendo os bairros e setores censitários da área de estudo.....	38
Figura 3 – Mapa da área da microbacia.....	42
Figura 4 – Perfis de declividade transversais da microbacia com apresentação das cotas altimétricas e comprimento.....	42
Figura 5 – Perfis longitudinal do córrego com apresentação das cotas altimétricas e comprimento.....	43
Figura 6 – Mapa de uso e cobertura da terra da área da microbacia.....	44
Figura 7 – Cobertura de rede de esgotamento sanitário na área da microbacia.....	45
Figura 8 – Localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água da microbacia.....	46
Figura 9 – Variação sazonal dos valores de <i>E.coli</i> nos pontos de monitoramento da microbacia.....	52
Figura 10 – Variação sazonal dos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nos pontos de monitoramento da microbacia.....	53
Figura 11 – Variação sazonal dos valores de oxigênio dissolvido nos pontos de monitoramento da microbacia.....	55
Figura 12 – Variação sazonal dos valores de fósforo total nos pontos de monitoramento da microbacia.....	56
Figura 13 – Variação sazonal dos valores de nitrato nos pontos de monitoramento da microbacia.....	57
Figura 14 – Variação sazonal dos valores de pH nos pontos de monitoramento da microbacia.....	58
Figura 15 – Variação sazonal dos valores de turbidez totais nos pontos de monitoramento da microbacia.....	59
Figura 16 – Variação sazonal dos valores de condutividade nos pontos de monitoramento da microbacia.....	60
Figura 17 – Variação sazonal dos valores de sólidos totais nos pontos de monitoramento da microbacia.....	62



Figura 18 – Variação sazonal dos valores de temperatura nos pontos de monitoramento da microbacia.....	63
Figura 19 – Variação dos valores de Índice de Qualidade de Água nos pontos de monitoramento da microbacia.....	64
Figura 20 – Variação sazonal da frequência de valores por faixa de classificação do IQA (%) nos pontos de monitoramento da micorbacia.....	65

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Parâmetros do IQA e seus pesos relativo.....	27
Tabela 2 – Classificação do Índice de Qualidade de Água (IQA) .....	28
Tabela 3 – Equações e metodologias dos parâmetros utilizados para a caracterização morfométrica da microbacia.....	34
Tabela 4 – Metodologias para determinação das variáveis de qualidade de água.....	36
Tabela 5 – Estimativa populacional da microbacia com divisão dos setores censitários dos bairros com áreas de abrangência na microbacia e densidades demográficas.....	39
Tabela 6 – Características morfométricas da microbacia.....	40
Tabela 7 – Localização geográfica dos pontos de monitoramento de qualidade da água da microbacia com coordenadas UTM.....	47
Tabela 8 – Estatística das análises realizadas em laboratório referentes aos pontos de amostragem da microbacia, no período de dezembro de 2018 a novembro de 2019.....	51
Tabela 9 – Incidências anuais das principais doenças de veiculação hídrica na microbacia, no bairro Morada do Sol e no Município de Teresina-PI (casos/100.000 habitantes).....	67

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Índice de atendimento total de esgoto no Brasil, grandes regiões e no estado do Piauí.....	17
Gráfico 2 – Incidência de internações totais na população e Incidência de internações totais - 0 a 4 anos (internações por 10 mil habitantes) no ano de 2017.....	30
Gráfico 3 – Valores de precipitação para o período de estudo e valores médios mensais de precipitação referentes ao período histórico (1989-2019) em Teresina-PI.....	48

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas  
ACP – Análise dos Componentes Principais  
ANA – Agência Nacional de Águas  
APHA – American Public Health Association  
CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental  
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio  
DDA – Doenças Diarreicas Agudas  
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto  
FMS Teresina – Fundação Municipal Teresina  
IAP – Índice de Abastecimento Público  
IB – Índice de balneabilidade  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IET – Índice de Estado Trófico  
INMET – Instituto Nacional de Meteorologia  
IQA – Índice de Qualidade da Água  
ISA – Índice de Salubridade Ambiental  
IVA – Índice de preservação da Vida Aquática  
NMP – Número mais provável  
OD – Oxigênio dissolvido  
OMS – Organização Mundial de Saúde  
PLANSAB – Plano Nacional de Saneamento Básico  
PMT – Prefeitura Municipal de Teresina  
PNQA – Programa Nacional e Avaliação da Qualidade das Águas  
PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos  
SDU Sul – Superintendência de Desenvolvimento Urbano Sul  
SEMPPLAN – Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação (Teresina-PI)  
SIG – Sistema de Informações Geográficas  
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento  
SRTM – Shuttle Radar Topography Mission  
UBS – Unidade Básica de Saúde  
UNT – Unidade Nefelométrica de Turbidez

UPA – Unidade de Pronto Atendimento

ZCIT – Zona Intertropical de Convergência

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>13</b>
2.1 Objetivo geral .....	13
2.2 Objetivos específicos .....	13
<b>3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>14</b>
3.1 Ocupação urbana e seus impactos ambientais .....	14
3.2 Gestão e gerenciamento dos recursos hídricos .....	18
3.3 Qualidade da água e saúde pública .....	22
<b>4 METODOLOGIA</b> .....	<b>32</b>
4.1 Área de estudo .....	32
4.2 Materiais e Métodos .....	33
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>38</b>
5.1 Caracterização da microbacia estudada .....	38
5.2 Caracterização pluviométrica .....	48
5.3 Qualidade das águas da microbacia .....	50
5.4 Índice de Qualidade da Água .....	64
5.5 Saneamento básico e saúde humana na microbacia .....	66
<b>6 CONCLUSÃO</b> .....	<b>71</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>72</b>
<b>APÊNDICE A</b> .....	<b>83</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento urbano e o crescimento demográfico avançaram muito a partir da metade do século XX, ocasionando uma forte pressão sobre os recursos naturais. Dentre estes, os recursos hídricos possuem a maior demanda, visto que são fundamentais para a saúde e desenvolvimento das comunidades. Entretanto, a relação entre o homem e os recursos hídricos tem gerado diferentes prejuízos para a água, principalmente quando se refere a padrões de qualidade.

As áreas que possuem abundância de recursos hídricos têm preferência para a ocupação e urbanização, devido sua importância social e econômica. Geralmente, são locais propícios para as atividades humanas, urbanas, industriais, pesqueiras, exploração de minérios e também da agricultura (BARBOSA, 2016). A presença dos rios junto às zonas urbanas tem se tornado cada vez mais desafiadora, principalmente quando estas apresentam déficit na infraestrutura de saneamento.

As águas urbanas constituem um sistema que engloba o abastecimento de água e esgotos sanitários, redes de drenagem, inundações e a gestão de sólidos totais (TUCCI, 2008). Destacando-se entre estas as redes de drenagem urbana com um papel fundamental no transporte de poluentes. Nas áreas urbanas a poluição está diretamente associada ao uso e ocupação do solo, a densidade demográfica e a precipitação (BRITES; GASTALDINI, 2007). Desta forma, entende-se que a qualidade da água reflete tanto as características geológicas, como todos os elementos existentes na bacia hidrográfica.

Sendo assim, faz-se necessário o uso de mecanismos que possibilitem a determinação da qualidade e dos padrões dos corpos hídricos. Com o objetivo de monitorar a qualidade dos recursos hídricos dentro das bacias hidrográficas, foram propostas diversas ferramentas com base nas características físicas, químicas e microbiológicas da água. Entre estas, o Índice de Qualidade da Água (IQA) tem destaque por se tratar de uma importante metodologia para calcular o padrão das águas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2019). Este índice permite o monitoramento da qualidade de um recurso hídrico através de características físico-químicas e biológicas da água, traduzindo todas estas informações em um único resultado numérico, facilitando a interpretação das condições de uso e impactos ambientais do recurso hídrico.

Considerando o desafio da presença de zonas urbanas junto aos recursos hídricos, este estudo realiza uma análise morfométrica e ambiental de uma microbacia urbana em Teresina, capital do estado do Piauí. A cidade de Teresina, situa-se entre os rios Poti e Parnaíba, na região da sub-bacia do Médio Parnaíba e nos locais onde a urbanização é acentuada, os cursos d'água sofrem com o despejo de esgotos, pois há um déficit no atendimento de sistema de coleta e tratamento de esgoto sanitário.

De acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico de Teresina (2013), a coleta e tratamento de esgoto na capital atende apenas 17% da população com, aproximadamente, 62% dos domicílios teresinenses fazendo uso do sistema de fossa e sumidouro e outros 20% despejando seus esgotos diretamente na rede de drenagem, riachos ou rios do município. Com os rios Parnaíba e Poti entrecortando a cidade, Teresina apresenta problemas de lançamento de efluentes de forma direta ou indireta, o que causa sérios impactos ao meio ambiente.

Tendo em vista o grau de urbanização da cidade e sabendo das alterações na qualidade da água das bacias hidrográficas decorrentes de ações antrópicas, as questões que norteiam este estudo são: Como se encontra a qualidade da água na microbacia urbana? Quais os principais fatores que contribuem para a degradação da qualidade da água da microbacia?

A hipótese avaliada ao longo da pesquisa é a de que a carência de saneamento básico provoca impactos na microbacia urbana, interferindo negativamente na qualidade da água do corpo hídrico e na saúde da população residente na área.

Nesse contexto, o estudo busca realizar análise dos impactos ambientais em uma microbacia urbana através da sua caracterização morfométrica, mapeamento do uso e ocupação do solo, estudo de aspectos sociodemográficos e infraestrutura de saneamento, assim como a interpretação do Índice de Qualidade de Água (IQA). Além disso, busca verificar a incidência de doenças de veiculação hídrica na população residente na microbacia, afim de relacionar a qualidade ambiental da área com a saúde da população.

## **2 OBJETIVOS**

A seguir serão descritos os objetivos gerais e específicos que norteiam a realização da pesquisa.

### **2.3 Objetivo geral**

Realizar a análise dos impactos socioambientais em uma microbacia urbana de Teresina-PI.

### **2.4 Objetivos específicos**

- Caracterizar a microbacia urbana quanto as características morfológicas, aos aspectos de uso e ocupação do solo, aspectos sociodemográficos e infraestrutura de saneamento;

- Interpretar a qualidade das águas da microbacia frente aos requisitos estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, observando a sazonalidade;

- Avaliar a qualidade da água através do Índice de Qualidade da Água (IQA CETESB), observando a sazonalidade;

- Identificar a incidência de doenças de veiculação hídrica na população residente na área da microbacia.

### **3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

Nesta parte texto será discorrido o embasamento teórico da pesquisa, versando sobre os aspectos: ocupação urbana, impactos ambientais, gestão e gerenciamento dos recursos hídricos, qualidade da água e a relação com as doenças de vinculação hídrica, além de estudos realizados acerca destes temas.

#### **3.1 Ocupação urbana e seus impactos ambientais**

Sendo o meio um produto de relação entre condicionantes físicos e antrópicos, então, o ambiente no qual vivemos é um ser vivo dinâmico que produz um conjunto de efeitos relacionados entre si e que sem o devido controle pode levar o ambiente ao caos. Deste modo, podemos entender que o homem é um agente capaz de transformar a natureza e pode ser destacado como o principal elemento transformador dos ecossistemas existentes no meio natural (TUCCI, 2008).

O crescimento desordenado dos núcleos urbanos teve início a partir de quando o uso da terra urbano-industrial foi priorizado em relação ao rural, de forma que o centro recebia constantemente população migrante de regiões agrárias, isso tudo sem que houvesse tempo para que a região desenvolvesse uma infraestrutura adequada. Desde então, a urbanização surgiu dentro da dinâmica mundial como um elemento causador de impactos ambientais (RIBEIRO E OLIVEIRA, 2011).

O processo de urbanização dos países periféricos tem como principal característica a crescente incorporação de novos espaços, destinados a atender o crescimento das cidades e da população, resultando numa constante e rápida mudança e criação de paisagem. Junto a esse processo de urbanização está também o crescimento populacional não acompanhado do devido planejamento, o que ao longo dos anos vem gerando um adensamento populacional em cidades não preparadas, surgindo assim as favelas em áreas insalubres, sujeitas a condições de riscos, e ainda pior, a emergência de doenças devido à ausência de serviços sanitários (SOARES et al., 2014; MACHADO, 2016).

De acordo com a Organização das Nações Unidas (ONU) a população mundial no ano de 2017 era de quase 7,6 bilhões de habitantes, um crescimento de 1 bilhão em relação ao ano de 2005. Atualmente, a população mundial continua a crescer, gerando um adicional de 83 milhões de pessoas anualmente. Sendo assim, a



população mundial está projetada para crescer em mais de um bilhão de pessoas nos próximos anos, chegando a 8,6 bilhões no ano de 2030 e 9,8 bilhões de pessoas em 2050 (ONU, 2017).

Atualmente cerca de 55% da população mundial vive em áreas urbanas, e as projeções mostram que a urbanização combinada com o crescimento global da população mundial poderia adicionar cerca de 2,5 milhões de pessoas a essas áreas até o ano de 2050 aumentando essa proporção para 68% (ONU, 2018).

Esse processo de urbanização, sem o devido planejamento, traz impactos graves para o ciclo hidrológico, pois de imediato há um aumento no consumo de água exercendo uma pressão sobre os recursos hídricos, além disso, ocasiona alterações drásticas no sistema de drenagem, aumentando a possibilidade de incidentes como enchentes e deslizamentos de terra, criando problemas para a saúde humana e provocando um ciclo de contaminação gerado pelos efluentes da população urbana e industrial (TUCCI, 2008; BENINI et al., 2015).

Santos, Rufino e Filho (2017) realizaram uma análise integrada da dinâmica do uso do solo e do comportamento do sistema de drenagem em uma área de urbanização consolidada em Campina Grande-PB. Os autores observaram que o aumento da impermeabilização do solo, devido ao alto grau de urbanização, contribuiu para o aumento do escoamento superficial, isso aliado a deficiência do sistema de microdrenagem aumenta a ocorrência de alagamentos gerando prejuízos e desconfortos à população no período de maior precipitação.

Cunha e Borges (2015) discutiram os impactos da expansão urbana na degradação dos mananciais hídricos da região metropolitana de Goiânia, concluindo que a crescente expansão urbana juntamente do crescimento populacional na região, tem exercido pressão sobre o ciclo hidrológico e sobre as reservas de água, ocasionando problemas para o atendimento e distribuição de água tratada com qualidade e quantidade suficientes às necessidades da população urbana e das atividades relacionadas a ela, sejam domésticas, industriais ou comerciais.

Embora, em algumas regiões, principalmente nas áreas urbanas, haja água em quantidade suficiente, o déficit no tratamento das águas gera degradação dos recursos hídricos, pondo em risco a saúde humana e dos ecossistemas (ANA, 2013). Corroborando com tal assertiva, Paiva e Souza (2018) apontam que a contaminação das águas se tornou um dos principais problemas enfrentados pela sociedade, pois está diretamente ligado com as condições de saúde do ser humano, principalmente

dos grupos mais vulneráveis e as regiões mais pobres, onde a falta de saneamento torna-se um fator de risco para essas populações.

Fontes (2016) realizou uma análise socioambiental da microbacia do Rio Caiçá, em Sergipe e seus reflexos sobre a qualidade da vida local. A autora apontou que as pressões antrópicas, tais como a urbanização, degradação da vegetação ciliar, uso inadequado do solo e despejo de efluentes exercem influência negativa sobre o rio, que foi classificado pelo Índice de Qualidade de água como ruim, evidenciando uma necessidade de ações efetivas em relação a gestão dos recursos hídricos no local.

De acordo com o Instituto Trata Brasil entende-se por saneamento o conjunto de medidas que tem como objetivos a prevenção de doenças e a promoção da saúde afim de melhorar a qualidade de vida e a produtividade da população, facilitando assim a atividade econômica. No Brasil, o direito ao saneamento básico é assegurado pela Lei nº 11.445/2007 compreendendo os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos. Porém, é mais comum que o saneamento seja reconhecido pelos serviços de acesso a água potável e o esgotamento sanitário (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2019).

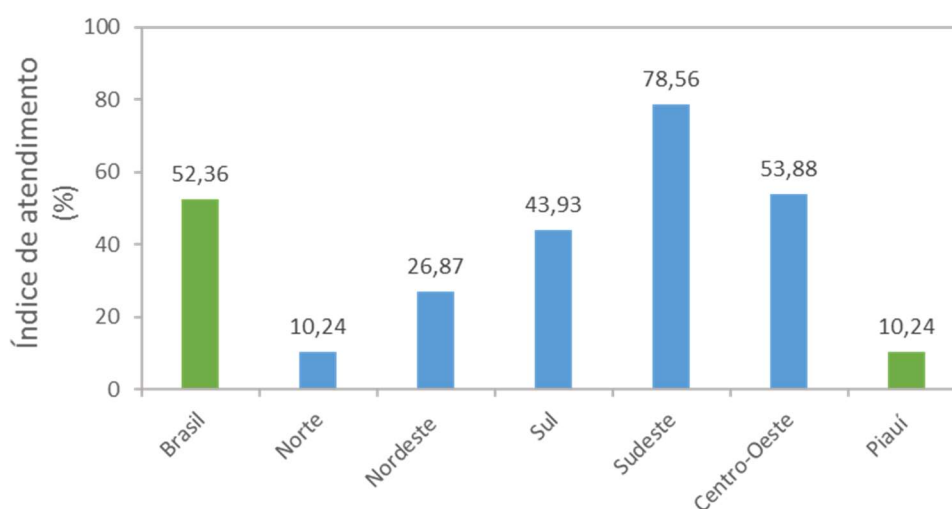
O saneamento ambiental é primordial para a promoção da saúde e a sustentabilidade ambiental. A carência desse serviço é um dos principais fatores de risco para muitas doenças que são negligenciadas e que afetam principalmente crianças (CURADO et al., 2018).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) e *United Nations Children's Fund* (UNICEF), cerca de 2,1 bilhões de pessoas no mundo não tem acesso a água potável e seis em cada dez pessoas necessitam de saneamento seguro (OMS; UNICEF, 2017). Anualmente, há mais mortes causadas pelas consequências de água imprópria que por outras formas de violência, sendo as crianças menores de 5 anos as mais impactadas (ANA, 2013). Devido à falta de saneamento, o acesso a água tratada e as condições inadequadas de higiene, no ano de 2012, um total de 361 mil crianças morreram em consequência da diarreia (OMS, 2017).

Embora a maioria da população brasileira tenha acesso a condições adequadas de saneamento, ainda há um déficit bastante significativo em todos os componentes de saneamento básico, o que representa milhões de pessoas vivendo em condições insalubres. Entre os serviços de saneamento, o esgotamento sanitário ganha destaque por apresentar maiores diferenças entre as regiões do país (PLANSAB, 2014).

Segundo os dados do Sistema Nacional de Informações em Saneamento (SNIS, 2017), no Brasil, até o ano de 2017, apenas 52,36% da população era atendida com serviço de coleta de esgotos, como pode ser visto no Gráfico 1.

Gráfico 1 - Índice de atendimento total de esgoto no Brasil, grandes regiões e no estado do Piauí



Fonte: SNIS (2017).

Como pode ser observado, há uma significativa redução desse serviço nas regiões Norte e Nordeste do país, as mesmas possuem os menores índices de atendimento, o que reflete a falta de investimento neste setor. O Piauí, por sua vez, apresenta um baixo indicador de atendimento, apenas 10,24%, sendo o menor entre os estados da região Nordeste (SNIS, 2017).

O déficit de saneamento básico no Brasil é resultado de uma grande diversidade físico-geográfica e cultural entre as macrorregiões, que acabou gerando uma desigualdade observada até hoje, consequência também de políticas sociais e econômicas. A maior parcela do déficit de saneamento básico é composta pela população de renda mais baixa, menor grau de escolaridade e os locais onde predominam as zonas rurais e as periferias, ou seja, a população mais carente de serviços públicos (PLANSAB, 2014).

A falta de investimento nos serviços de saneamento compromete a qualidade os recursos hídricos, poluindo os cursos d'água e ocasionando problemas na saúde pública. Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) acreditam que uma base de dados consolidada remodelada em instrumentos de gestão dos recursos hídricos seja uma

das formas mais eficazes de combater esses problemas de escassez e deterioração da qualidade dos recursos hídricos.

### **3.2 Gestão e gerenciamento dos recursos hídricos**

O crescimento desordenado da população e o conseqüente aumento da demanda por água em quantidade e qualidade constituem uma situação desafiadora para o gerenciamento das águas. As diversas atividades humanas como o desmatamento, despejos de efluentes domésticos e industriais associados a problemas ambientais como as enchentes e o déficit de saneamento básico constituem problemas ambientais presentes na maioria das cidades e metrópoles brasileiras.

A solução desses desafios passa, necessariamente, pela implantação de um programa de gerenciamento de recursos hídricos. Deste modo, ao longo dos anos os modelos de gerenciamento das águas evoluíram para um modelo mais adequado para a gestão das águas.

Durante a década de 80, a problemática da água já dominava a pauta das discussões nacionais e internacionais. Nacionalmente, discutia-se sobre o tema e sobre a necessidade de uma política nacional dos recursos hídricos e de um modelo de gestão da água mais adequado. Além disso, na década de 1990, o debate internacional sobre a água ganhou mais força, primeiramente com a Conferência de Dublin em 1991 e logo após a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (Rio-92). Neste cenário, em que se fazia necessário implementar um sistema de gestão de água no Brasil, foram elaborados critérios e diretrizes através da Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) – Lei nº 9.433/1997, também conhecida como Lei das Águas (SOARES, 2003).

A PNRH apresenta normas e diretrizes para a gestão dos recursos hídricos definindo as bacias hidrográficas como unidade de planejamento. Define a água como um bem de domínio público, um recurso natural dotado de valor econômico, competindo exclusivamente a União implantar e manter o “sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos” definindo critérios de outorga e direito de uso das águas. A partir de então, a Lei das Águas traz fundamentos como o uso prioritário da água para o consumo humano, a gestão participativa da água, criação dos comitês de

bacia hidrográfica, descentralização da gestão dos recursos hídricos e enquadramento dos recursos hídricos (BRASIL, 1997).

Para Carvalho (2014) mesmo que a PNRH tenha como centro o recurso natural água, também considera outros componentes de ordem natural da bacia hidrográfica, além da integração entre a gestão ambiental e o gerenciamento dos recursos hídricos.

No Brasil, atualmente, os recursos hídricos possuem uma gestão organizada por bacias hidrográficas pertencentes ao território nacional, sejam os corpos hídricos de titularidade dos Estados ou da União. Há certos entraves em se lidar com esse recorte geográfico, pois os recursos hídricos necessitam de uma gestão compartilhada com os órgãos de saneamento, a gestão pública, as instituições ligadas às atividades agrícolas, gestão ambiental, e demais, e para cada um destes existe uma divisão administrativa diferente dentro de uma bacia hidrográfica (PORTO; PORTO, 2008).

Para Calheiros et al. (2009) a gestão das bacias hidrográficas deve abordar a preservação e melhoria da água quanto à qualidade e quantidade. O entendimento dos aspectos quali-quantitativos de uma bacia serve como alicerce para expressar as suas particularidades, visto que a gestão de recursos hídricos exige que esses elementos sejam estudados em conjunto, com a finalidade de entender a dinâmica da bacia (TONELLO et al., 2006).

Para Tucci (2007), a bacia hidrográfica é uma área de captação natural de água precipitada que faz convergir os escoamentos para um único ponto de saída, chamado de exutório. Segundo Finkler, a bacia hidrográfica é formada pelo conjunto de vertentes constituídas pela superfície do solo e uma rede de drenagem que drenam a água para o exutório.

Também estão inclusos na literatura os termos sub-bacias e microbacias, entretanto não apresentam convergência conceitual igual as bacias hidrográficas. As sub-bacias sendo definidas como áreas de drenagem dos tributários do curso d'água principal (TEODORO et al., 2007). De acordo com Santana (2004) as bacias podem ser desmembradas em diversas sub-bacias em referência ao ponto de saída considerado o longo do canal coletor da bacia.

Além de sub-bacias, também existe o termo microbacias. Sendo entendidas por Santana (2003) como uma denominação empírica. Para Cecílio e Reis (2006) as microbacias são estabelecidas por meio do critério área, definindo-as assim as como uma sub-bacia de área reduzida, inferior a 100 km<sup>2</sup>. Para o presente trabalho a nomenclatura adotada para a área de estudo foi a de microbacia.

De acordo com Tonello et al. (2006) as características físicas de uma bacia hidrográfica possuem um papel fundamental na dinâmica do ciclo hidrológico, influenciando na taxa de infiltração, quantidade de água produzida como deflúvio, evapotranspiração e escoamento superficial.

Para a obtenção das características físicas e morfométricas de uma bacia hidrográfica podem ser aplicadas diferentes metodologias, sendo mais comum, atualmente, a realização da integração de informações do relevo por meio de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Esse procedimento pode ser realizado de modo manual ou automático, onde as informações de relevo são apresentadas como um modelo digital de elevação, podendo ser obtido através de cartas topográficas ou por técnicas de sensoriamento remoto.

Teodoro et al. (2007) apresentaram em seu trabalho diferentes conceitos de bacia hidrográfica e realizaram a caracterização morfométrica da microbacia do córrego Marivan, na região central do Estado de São Paulo. Para isso, a delimitação da microbacia e levantamento cartográfico foram realizados por meio da carta topográfica da região, através das curvas de nível. As características morfométricas foram obtidas através dos cálculos de fórmulas já definidas para cada parâmetro morfométrico.

Com o objetivo de quantificar a caracterização morfométrica da microbacia do córrego Maria Pires, no Município de Santa Maria da Serra, estado de São Paulo, Doriguel, Campos e Delmanto Junior (2015) utilizaram as variáveis pertinentes a rede de drenagem e ao relevo da microbacia estudada. Por meio de uma mesa digitalizadora e de um curvímeter analógico foi realizada a digitalização da carta topográfica da região e a partir desta, a microbacia foi delimitada. A caracterização morfométrica foi obtida através da metodologia descrita por Christofolletti (1969), baseada em fórmulas estabelecidas para cada uma das características.

Oliveira et al. (2010) realizou a comparação das características morfométricas obtidas a partir de dados *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) e de cartas topográficas, processados em sistemas SIG. O estudo tomou por base a bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra, região central do Mato Grosso do Sul. Os dados SRTM foram obtidos junto à *United States Geological Survey* (USGS) e a delimitação e caracterização morfométrica da bacia foram desenvolvidas em *software* livre com auxílio de extensões (*plugins*), onde foi possível obter automaticamente informações para compor as características morfométricas da bacia. As cartas topográficas foram

digitalizadas e georreferenciadas através de *software* livre e a partir disso obtiveram, de modo manual, a delimitação da bacia com informações que possibilitaram a caracterização morfométrica. Os autores observaram que há um grau de detalhamento melhor nos dados SRTM do que os obtidos de cartas topográficas, mas quanto aos resultados obtidos na delimitação os dois apresentam resultados semelhantes.

Lopes, Leal e Ramos (2018) realizaram a caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica situada no semiárido de Pernambuco utilizando dados SRTM, processados em SIG, com o auxílio de *softwares* livres. Os dados SRTM foram obtidos junto à *United States Geological Survey* (USGS). Com o auxílio dos *softwares* livres foi possível extrair e analisar informações hidrológicas e topográficas da bacia, que possibilitaram a caracterização morfométrica obtida através dos cálculos dos parâmetros físicos. Os autores puderam concluir que os *softwares* livres se apresentam como uma ferramenta eficiente que pode auxiliar na gestão e gerenciamento de recursos hídricos.

A caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica é uma ferramenta fundamental para o diagnóstico de suscetibilidade à degradação ambiental e para o planejamento e gerenciamento de microbacias (MOREIRA; RODRIGUES, 2010). Para Santos et al. (2012) essas características são capazes de simplificar a dinâmica complexa de uma bacia.

Além da caracterização morfométrica, outra forma de entender a dinâmica de uma bacia hidrográfica e conhecer suas vulnerabilidades é o estudo do uso e ocupação das terras. Para Santos (2004) o uso e a ocupação do solo são fundamentais, pois, o solo é o suporte dos ecossistemas e das atividades humanas. Ao analisar o solo, é possível deduzir seu potencial e as suas fragilidades como elemento natural, como recurso produtivo, como base para atividades construtivas e como concentrador de impactos.

Ao realizar a caracterização morfométrica da microbacia do córrego Maria Pires, Doriguel, Campos e Delmanto Junior (2015) chegaram a resultados da composição da drenagem da microbacia, encontrando uma área de aproximadamente 53,53 km<sup>2</sup> e perímetro de 29,52 km. A microbacia apresentou uma declividade média de 1,80%, sendo enquadrada na classe de plano do relevo. A densidade de drenagem encontrada foi de 3,61 km/km<sup>2</sup>, mostrando uma baixa capacidade de drenagem. O índice de circularidade de 0,19 apontou que a bacia possui uma forma mais alongada,

o que favorece a infiltração e aumenta o tempo de concentração na microbacia. Quanto ao coeficiente de compacidade, o mesmo, demonstrou uma suscetibilidade a enchentes com valor de 1,13 bem próximo de 1. A microbacia apresentou tendências a conservação da drenagem devido sua forma alongada com valor de fator de forma de 0,023, fato que contribui para uma melhor infiltração no solo e pouca suscetibilidade a enchentes em condições normais de precipitação.

Lopes, Ramos e Leal (2016) realizando a caracterização morfológica da bacia hidrográfica do Rio Pontal concluíram que a baixa declividade da bacia (4,42% em média) indica uma condição favorável a uma maior infiltração da água de chuva e um escoamento superficial menor. Os índices de coeficiente de compacidade (1,74), circularidade (0,32), fator de forma (0,41) e densidade de drenagem (0,42 km/km<sup>2</sup>) indicaram que a área apresenta baixa tendência a enchentes.

Lopes et al. (2016) realizaram um trabalho de caracterização espaço-temporal do uso do solo para esta mesma bacia hidrográfica do Rio Pontal. Para isso, foram utilizadas técnicas de sensoriamento remoto onde foi possível realizar a classificação para diferentes usos do solo. Os autores identificaram uma transformação no padrão de cobertura e uso da terra, com alterações na densidade da cobertura vegetal que se tornou mais rala e até mesmo inexistente em algumas áreas. Segundo os autores, a classe de água superficial apresentou um maior destaque, pois para o ano de 2015 não foi possível observar nenhum quantitativo dessa área, o que indica uma redução de 100% do que foi verificado no primeiro ano estudado, um fato que pode estar relacionado ao uso da água para a irrigação.

### **3.3 Qualidade da água e saúde pública**

Segundo Carvalho (2005), os diferentes usos dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas ocasionam grandes alterações nas características físicas, químicas e bacteriológicas ao longo de seu percurso. A avaliação dessas características ou variáveis em conjunto, permitem verificar os níveis de poluição de um determinado manancial, definindo a qualidade da água e seu enquadramento dentro de classes. O uso de indicadores de qualidade de água resume-se na avaliação de variáveis que possuem relação com as alterações existentes na microbacia, podendo ser estas de origem natural ou antrópica (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).



Para Souza e Gastaldini (2014), a qualidade da água retrata as condições ambientais da bacia hidrográfica, portanto, compreender as características da qualidade da água estende o conhecimento do ecossistema e possibilita identificar as alterações procedentes da atividade humana.

De acordo com Soares (2001), entre os diversos objetivos para monitorar a qualidade da água, destaca-se a caracterização da qualidade da água através de medições das concentrações das variáveis químicas, físicas e avaliações da biota aquática, a fim de ter um controle ambiental do corpo hídrico. Para Teixeira (2000) o monitoramento é determinante para revelar as alterações ocorridas na qualidade da água em função do uso e ocupação do solo.

O monitoramento dos corpos d'água é primordial para o conhecimento do tratamento que a água deve receber para seu uso adequado. E por este motivo a água é enquadrada em classes a serem mantidas ou atingidas ao longo do tempo, um instrumento primordial para o planejamento na política de recursos hídricos. O enquadramento assegura a qualidade das águas subterrâneas e superficiais podendo reduzir os custos de poluição através de medidas preventivas (INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DE ÁGUAS, 2014).

Na lei das águas consta que as classes dos corpos hídricos deverão ser estabelecidas pela legislação ambiental. Na verdade, o termo “estabelecer” trata-se primeiramente de apresentar as características de cada classe, e em seguida, confirmar a presença destas características num corpo hídrico e determinar metas para o alcance da classe determinada, para finalmente seguir com a fase de classificação de cada corpo hídrico em sua devida classe.

Para cada um dos usos da água são estabelecidos limites máximos de impurezas que possam estar contidas na mesma. Esses limites estabelecidos pelos órgãos oficiais, chamam-se Padrões de Qualidade, e os mesmos variam de acordo com o uso da água. Deste modo, os padrões de potabilidade são diferentes dos de balneabilidade, assim como se diferenciam dos padrões estabelecido para a água na indústria ou na irrigação (CETESB, 2015).

Para cada classe e uso são estabelecidas as condições de qualidade por meio de variáveis descritivas que são: materiais flutuantes, óleos e graxas, corantes e resíduos sólidos. Também existem as variáveis quantitativas como a DBO, OD, coliformes termotolerantes, turbidez, pH, clorofila, e outras, para cada uma das

variáveis existe um limite máximo permitido de qualidade de água para cada classe (BRASIL, 2005).

O monitoramento da qualidade da água por meio dos parâmetros físicos e microbiológicos do rio principal assim como dos seus afluentes propicia a obtenção de informações importantes para a gestão das bacias, o diagnóstico e a previsão futura da qualidade da água na bacia. Além disso, os dados de monitoramento da qualidade da água são fundamentais para os gestores e os tomadores de decisão, pois os mesmos querem conhecer a situação de seus corpos hídricos (CARVALHO et al., 2016; ANDRIETTI et al., 2016).

Monaghan et al. (2007) estudaram o comportamento da água de uma microbacia hidrográfica que apresentava diferentes classes de usos da terra por um período de 4 anos. As variáveis analisadas foram pH, condutividade, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, fósforo total, entre outros e *Escherichia Coli*. Os autores demonstraram que a ocupação da terra tem influência direta na qualidade dos recursos hídricos. Nas áreas onde havia a presença de animais, as concentrações de condutividade elétrica e *Escherichia Coli* apresentaram-se mais elevadas. Para os usos do solo para pecuária os valores de condutividade elétrica foram de 235  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , esse valor quando correlacionado com as normas Resolução CONAMA nº 357/2005, que considera que águas com valores acima de condutividade acima de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  é indicativa de ambientes impactados, aponta que para essa classe existe algum tipo de impacto ambiental (BRASIL, 2005).

Souza e Gastaldini (2014) avaliaram a qualidade de água em quatro bacias hidrográficas do Rio Vacacaí-Mirim com uso e ocupação de solo distintos, no município de Santa Maria (RS). Os parâmetros de qualidade de água analisados foram analisados estatisticamente e avaliados segundo o coeficiente de correlação de Pearson. O estudo concluiu que a Bacia Alto da Colina, de menor área, maior percentual de urbanização e maior número de habitantes apresentou os piores resultados de degradação ambiental, isto devido a influência do lançamento de efluente doméstico. Nas bacias onde as áreas agrícolas predominam houve significativa influência da turbidez e dos sólidos suspensos, isso devido à ocorrência de processos erosivos.

Medeiros et al. (2018) avaliaram a qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, no Piauí. Como resultado, os autores apontaram que as variáveis DBO e E. coli apresentaram-se em não conformidade com os padrões

estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, classe 2, nos pontos que se encontravam em áreas urbanas, o que ressalta a necessidade de investimento nos serviços de saneamento básico.

A Agência Nacional de Águas (ANA) através do Programa Nacional de Avaliação de Qualidade das Águas (PNQA) visa ampliar o conhecimento sobre a qualidade das águas superficiais no Brasil. Para isso, o programa tem como objetivos eliminar as lacunas geográficas e temporais no monitoramento da qualidade de águas; tornar as informações de qualidade de água comparáveis em âmbito nacional; aumentar a confiabilidade das informações de qualidade de água; avaliar, divulgar e disponibilizar à sociedade as informações de qualidade de água (ANA, 2019a).

Devido a essa crescente preocupação social com os aspectos ambientais do desenvolvimento foram criados índices e indicadores ambientais. Os índices são fundamentais para o processo de decisão das políticas públicas e seu acompanhamento. A principal vantagem os índices é a facilidade em comunicar para o público leigo, apresentando uma média de diversas variáveis em um único número. Porém, mesmo apresentando uma avaliação integral, os índices não substituem a avaliação detalhada da qualidade das águas de uma bacia hidrográfica (CETESB, 2014).

Existem diferentes índices de qualidade criados por variadas entidades e com objetivos distintos. O Índice de Qualidade de Águas (IQA) é o principal indicador utilizado no Brasil, foi criado em 1970 pela *National Fundation Sanitation* e a partir do ano de 1975 começou a ser utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). O IQA é composto por nove parâmetros sendo eles o oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, potencial hidrogeniônico (pH), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>), temperatura da água, nitrogênio total, fósforo total, turbidez e resíduo total (ANA, 2019b).

Além do IQA, desde 2002, a CETESB usa índices específicos para os usos dos recursos hídricos, como no caso do Índice de Qualidade de Águas Brutas para Abastecimento Público (IAP) e o Índice de Preservação da Vida Aquática (IVA). O IAP constitui-se em um índice mais fidedigno da qualidade da água bruta a ser captada para distribuição para a população após tratamento. Da mesma maneira o IVA apresentou-se mais viável para avaliar a qualidade da água visando a preservação da vida aquática. Além destes, ainda se tem o Índice de Balneabilidade (IB) que visa a avaliação das condições da água com finalidades de recreação de contato primário.

Outro índice bastante utilizado é o Índice de Estado Trófico (IET) que objetiva classificar os corpos d'água quando a diferentes graus de trofia. O IET estabelece a qualidade da água avaliando o enriquecimento de nutrientes e seus efeitos relacionados ao crescimento excessivo de algas. Para o cálculo do IET são aplicadas apenas duas variáveis: clorofila  $\alpha$  e fósforo total (CETESB, 2014).

Esses índices são usados mundialmente, muitas vezes apresentando diferenças nas quantidades de variáveis analisadas e até mesmo diferentes variáveis. Wang et al. (2018) realizaram um estudo para avaliar a real situação da água na área estuarina dos lagos Wuli e Taihu na China, utilizando para tal o IET e o IQA. Ao todo foram realizadas coletas em 69 locais de amostragem. Como resultado, os autores apresentaram que os valores médios para IET e IQA na estação chuvosa foram de 61,69 e 60,70, respectivamente, sendo os resultados para eutrofização piores dos que os encontrados para a estação seca (IET=57,40). A partir da análise fatorial de análise de componentes principais (ACP) foi possível observar que o nitrogênio pode ser o principal fator que afeta a qualidade da água na estação úmida e o fósforo pode ser o principal fator na estação seca.

Fia et al. (2015) analisaram a variação espaço-temporal da qualidade da água e das características tróficas nos principais cursos d'água da microbacia do Ribeirão Vermelho em Lavras, Minas Gerais. Para tal análise foram determinados o IQA e o IET para o período chuvoso (verão) e para o período seco (inverno). Os autores concluíram que os menores valores de IQA e maiores valores de IET foram observados no período chuvoso em relação ao período de estiagem. Verificou-se valores de IQA entre 31 e 64 no período do verão e de 33 a 67 no período de inverno. Em relação à trofia dos mananciais, foram verificados valores de IET entre 48 e 50 no período chuvoso e de 38 a 45 no período de estiagem, variando de oligotrófico a eutrófico. Para as duas estações, o Ribeirão Vermelho e seus principais afluentes apresentaram qualidade de água classificada como ruim, exceto na nascente. Tal fato, levou os autores a concluírem que a microbacia apresenta bastante influência antrópica, o que foi comprovado pelo lançamento de esgoto doméstico sem tratamento e pela agropecuária presente na área de drenagem da microbacia.

A ANA utiliza, para o cálculo do IQA, os nove parâmetros já citados anteriormente, cada um com seu peso característico ( $w$ ), como pode ser observado na Tabela 1 abaixo.

Tabela 1 - Parâmetros do IQA e seus pesos relativos

Parâmetros	Peso (w)
Oxigênio Dissolvido (OD)	0,17
Coliformes Fecais (CF)	0,15
Potencial Hidrogeniônico (PH)	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO5,20)	0,10
Nitrogênio Total	0,10
Fosfato Total	0,10
Temperatura	0,10
Turbidez	0,08
Sólidos Totais	0,08

Fonte: AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2019).

Segundo a Agência Nacional de Águas (2019) o IQA produtivo é calculado utilizando-se a Equação 1:

$$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi} \quad (1)$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade de Água (varia de 0 a 100);

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade específica para cada parâmetro, em função da sua concentração ou medida;

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro ou subnível, um número entre 0 e 1 (TABELA 1), atribuído em função de sua importância para a conformação global de qualidade, de acordo com a equação 2:

$$(x + a)^n = \sum_{i=1}^n wi = 1 \quad (2)$$

Onde:

n: número de parâmetros que entram no cálculo do IQA (n=9).

A partir do cálculo do IQA realizado, é possível determinar a qualidade da água através dos valores de ponderação. O resultado enquadra-se em uma categoria, variando de 0 (péssimo) a 100 (ótimo), como mostra a Tabela 2.

Tabela 2 – Classificação do Índice de Qualidade de Água (IQA)

Categoria	Ponderação
Ótima	80-100
Boa	52-79
Regular	37-51
Ruim	20-36
Péssima	< 19

Fonte: AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2019).

Nos últimos anos os estudos de monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas brasileiras têm aumentado consideravelmente. Medeiros et al. (2016) analisaram o índice de qualidade do Riacho da Bica e a balneabilidade da Cachoeira do Pinga, ambos situados numa microbacia que se encontra na vertente norte do município de Portalegre (RN). A análise do IQA foi realizada em três pontos do riacho. Os resultados mostraram que a qualidade das águas é melhor na nascente do Riacho da Bica, sendo classificada na categoria “regular”. Os demais pontos ao longo do riacho foram classificados como “ruim”.

No município de Teresina-PI, Oliveira e Silva (2014) analisaram a qualidade das águas do rio Poti, e chegaram à conclusão que há uma redução da qualidade da água nos pontos inseridos na área urbana do município, resultando na inadequabilidade do rio para usos recreacionais onde haja o contato primário com a água.

Os rios próximos as áreas urbanas sofrem bastante em virtude da poluição difusa e do lançamento de efluentes, que provoca a proliferação de microrganismos patogênicos causadores de doenças de veiculação hídrica (AMARAL et al., 2003; VIANA; FREITAS; GIATTI, 2016).

A contaminação hídrica se destaca como um dos principais problemas ambientais, pois está diretamente ligada ao comprometimento da saúde pública, especialmente os indivíduos de grupos mais vulneráveis e mais pobres (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; PRÜSS-ÜSTÜN, 2008). A higiene inadequada associada a precariedade nos sistemas de saneamento constitui-se em fatores de risco para a saúde humana, principalmente na parcela da população que vive em condições insalubres. Quando não há uma cobertura total adequada de abastecimento de água no município, a população acaba por consumir água de má

qualidade advindas de diferentes fontes, desta forma podem adquirir doenças de veiculação hídrica (BRASIL, 2015).

O déficit de saneamento ambiental é apontado como uma das principais causas da contaminação e da poluição das águas para abastecimento público, o que contribui para o aumento dos casos de doenças de veiculação hídrica. O crescimento de microrganismos patogênicos coloca em risco a saúde humana, além de aumentar os custos de tratamento da água. Nos locais onde há deficiência dos serviços de saneamento, as doenças podem ocorrer principalmente por conta da contaminação da água, por dejetos e por contato com os esgotos despejados nos córregos e rios (PAIVA; SOUZA, 2018; COELHO et al., 2017; VARGAS et al., 2018).

Sendo a água um dos principais veículos de transmissão de agentes patológicos, aponta-se que anualmente, em todo o mundo, mais de cinco milhões de pessoas morrem por adquirirem doenças relacionadas a água. Estima-se que pelo menos 88% das mortes causadas por diarreia estão diretamente ligadas as doenças de veiculação hídrica (TEIXEIRA et al., 2006; GROTT et al., 2016).

Silva et al (2017) realizou um trabalho na bacia hidrográfica do Riacho Reginaldo em Alagoas, onde relaciona a incidência e prevalência de doenças de veiculação hídrica com o Índice de Salubridade Ambiental (ISA), que é um índice que se baseia na ocorrência de alagamentos e na qualidade e abrangência dos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e coleta de resíduos sólidos. Como resultado, os autores apresentaram que a maior incidência de doenças relacionadas a carência de saneamento refere-se a dengue, hepatite e leptospirose. E que de forma cumulativa, a prestação de serviços de saneamento é fator preponderante na incidência de doenças.

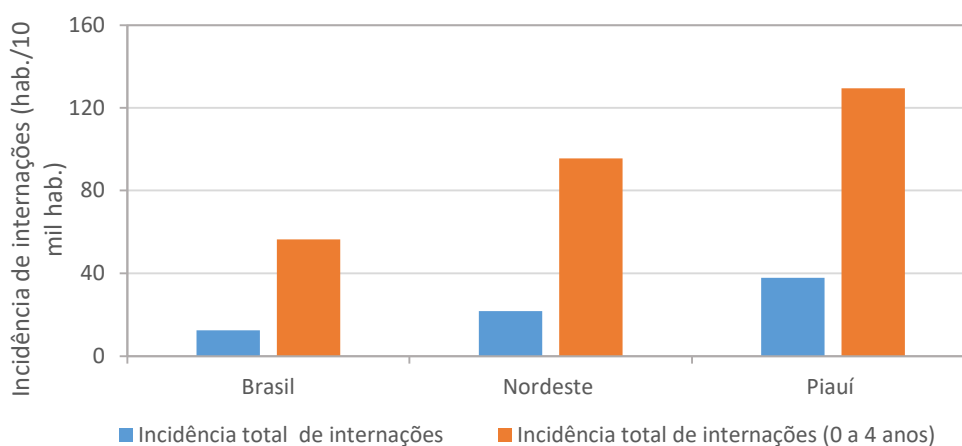
Paiva e Souza (2018) avaliaram a associação entre as condições socioeconômicas, de saneamento básico e de cobertura por equipes de saúde da família sobre as internações por algumas doenças de veiculação hídrica no Brasil. Os autores apontaram que a rede de coleta de esgoto, a cobertura das equipes de saúde e a baixa escolaridade influenciam com significância estatística no número de internações avaliados. A partir das análises estatísticas chegaram ao resultado, de que no Brasil, tomando como base os dados do ano de 2013, estima-se que 16,3% das internações pelas doenças poderiam ter sido evitadas com a existência de condições de esgotamento sanitário adequadas. Por fim, sugerem que a adoção integrada de políticas de saneamento, a educação e a assistência à saúde, levando

em consideração as desigualdades regionais, auxiliarão na melhoria das condições de saúde da população.

Para Paiva e Souza (2018) as doenças de veiculação hídrica atingem grupos etários distintos e também são responsáveis, juntamente com a diarreia, por elevado número de internações. De acordo com os dados do Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS) para ano de 2015, doenças como cólera, febre tifoide e paratifoide, shigelose, amebíase, diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumível, esquistossomose e algumas outras doenças infecciosas intestinais foram responsáveis por 2,35% das internações totais no Brasil. Desse total de internações, 43,4% foram de pessoas com 10 anos ou mais de idade. A maior concentração das internações ocorreu na Região Nordeste, onde foram registrados 49,1%. Fato que confirma a relação entre o déficit de saneamento e a saúde da população, pois o Nordeste apresenta um dos menores índices de atendimento a serviços de saneamento.

De acordo com dados do Painel Saneamento Brasil, em 2010, a incidência de internações por doenças associadas a falta de saneamento foi de 31,83 casos para cada 10 mil habitantes, ano com a maior taxa. A partir de 2010 houve uma redução nesse índice, entretanto, ainda não representa uma melhora relevante. O Gráfico 2 apresenta as incidências de internações totais e em crianças de 0 a 4 anos para o Brasil, a região Nordeste e o Estado do Piauí para o ano de 2017.

Gráfico 2 - Incidência de internações totais na população e Incidência de internações totais - 0 a 4 anos (internações por 10 mil habitantes) no ano de 2017



Fonte: Painel Saneamento Brasil, 2019.



No Brasil, a incidência de internações totais por essas doenças foi de 12,46 internações por 10 mil habitantes e de 56,31 internações crianças de 0 a 4 anos por 10 mil habitantes. No Nordeste, essas incidências foram de 21,76 para população total e 56,31 em crianças nessa faixa etária. O Estado do Piauí apresentou uma incidência de internações total de 37,76 por 10 mil habitantes para a população e 129,43 por 10 mil habitantes para crianças até 4 anos, conforme observado.

A região Nordeste apresenta números de incidências de internação totais na população e em crianças de 0 a 4 anos bastante elevada, quando comparado ao cenário nacional. No Piauí, o cenário é ainda mais preocupante, pois essa incidência aumenta consideravelmente, principalmente em crianças de faixa etária até 4 anos. Essa situação correlaciona diretamente o saneamento e a saúde pública, já que o estado apresenta baixos indicadores de atendimento a serviços de saneamento, com apenas 10,24% de atendimento total de esgoto (SNIS, 2017). O investimento em políticas de saneamento e em assistências a saúde são fundamentais para a redução desses indicadores de internação por doenças de veiculação hídrica, resultando na melhoria das condições de vida e saúde da população.

## 4 METODOLOGIA

A seguir são apresentados a área de estudo e a metodologia adotada para a realização da pesquisa.

### 4.1 Área de estudo

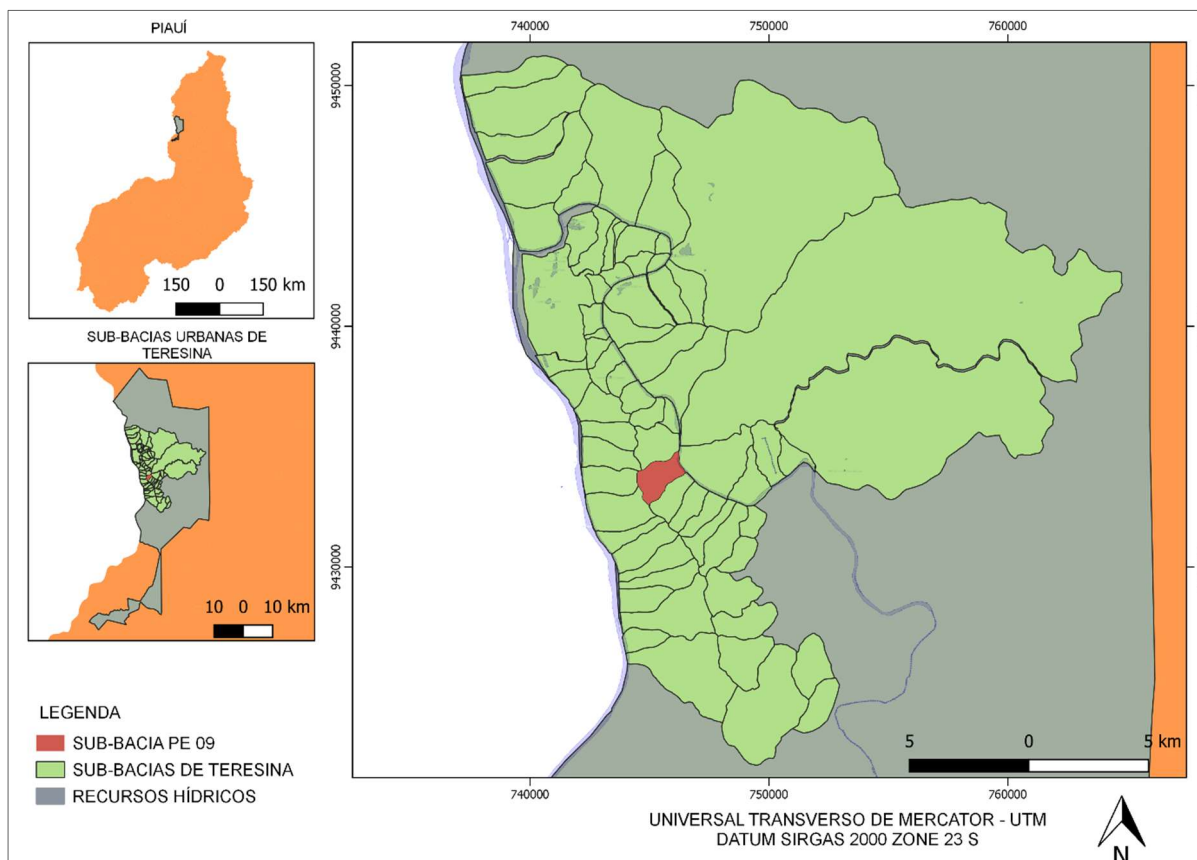
A cidade de Teresina, capital do estado do Piauí, está localizada na mesorregião do centro-norte piauiense, a 5°05'12" de latitude sul e 42°48'07" de longitude oeste. Possui uma população estimada em 814.230 habitantes, com uma área total de 1.391,981 km<sup>2</sup> (IBGE, 2010a).

A capital apresenta clima tropical subsumido, de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, apresentando uma média de precipitação acumulada de 1268,82 mm, apresentando distribuição irregular ao longo dos meses. A temperatura média anual é de 27,7° C. (SEMPLAN, 2002).

Em função do relevo e da hidrografia a área urbana de Teresina é dividida em três macrobacias de escoamento das águas pluviais, sendo a primeira delas de contribuição direta ao Rio Parnaíba, a segunda de contribuição direta à margem direita do Rio Poti e a terceira de contribuição direta à margem esquerda do Rio Poti. Esses rios possuem pequenos afluentes que mesmo descaracterizados e escondidos pela ocupação urbana fazem escoar suas águas até esses. Ao todo as três macrobacias foram divididas em 68 sub-bacias urbanas tomando como base a relação entre as características físicas, os recursos hídricos e os aspectos políticos e socioeconômicos. A macrobacia do Rio Parnaíba foi subdividida em 20 sub-bacias nomeadas com o índice P, já a macrobacia localizada à direita do Rio Poti dividida em 16 sub-bacias nomeadas com o índice PD e a macrobacia localizada à esquerda do Rio Poti foi dividida em 32 sub-bacias nomeadas com o índice PE (TERESINA, 2012).

A microbacia estudada (Figura 1) está inserida na sub-bacia PE 09 a esquerda do Rio Poti. De acordo com o Plano Diretor de Drenagem Urbana de Teresina (2012) esta sub-bacia localiza-se na região central de Teresina e toda sua área de drenagem encontra-se dentro dos limites do perímetro urbano e apresenta-se bastante urbanizada na maior parte de sua área.

Figura 1 – Mapa de localização das sub-bacias urbanas de Teresina e área de estudo sub-bacia PE-09



Fonte: IBGE, 2015; PMT; *Landsat 8*, 2019. Elaboração: Autora, 2019.

## 4.2 Materiais e Métodos

A delimitação da microbacia foi realizada por meio do software *AutoCAD*, utilizando como referência as curvas de nível da cidade, a partir de carta topográfica digitalizada obtida por levantamento aerofotográfico e adquirida junto a Prefeitura Municipal de Teresina.

Quanto aos aspectos sociodemográficos, a população e a densidade demográfica foram calculadas a partir das respectivas áreas dos setores censitários contidos em cada bairro da área de abrangência da microbacia e de suas densidades demográficas relativas. Os dados foram obtidos junto ao censo de 2010 por meio do portal SINOPSE POR SETORES (IBGE, 2020). Quanto aos procedimentos adotados na fase do geoprocessamento foi utilizado o *software* de SIG QGIS (versão 3.4.9) com o *download* e armazenamento da malha censitária do IBGE para posterior recorte da malha censitária da microbacia.

Para caracterização morfométrica da microbacia, foram obtidas junto aos *softwares* AutoCad e QGIS (versão 3.4.9) as informações necessárias para os cálculos realizados, seguindo as metodologias e equações da Tabela 3.

Tabela 3 – Equações e metodologias dos parâmetros utilizados para a caracterização morfométrica da microbacia

Parâmetro	Descrição	Equação	Metodologia
Fator de forma (Kf)	Relação entre a área da bacia (A) e o comprimento do eixo da bacia (L)	$Kf = \frac{A}{L^2}$	Horton (1945)
Coefficiente de compacidade (Kc)	Relação entre o perímetro (P) da bacia e a área da bacia (A)	$Kc = 0,28 * \left(\frac{P}{\sqrt{A}}\right)$	Lima (1969)
Índice de circularidade (Ic)	Relação entre a área da bacia (A) e o perímetro da bacia (P)	$IC = \frac{12,57 * A}{P^2}$	Miller (1953)
Densidade de drenagem (Dd)	Relação entre o comprimento total dos canais (Lt) e a área da bacia (A)	$Dd = \frac{Lt}{A}$	Christofletti (1980)
Índice de Sinuosidade (IS)	Relação entre o comprimento do canal principal (Lc) e a distância vetorial do canal principal (Lv)	$IS = \frac{Lc}{Lv}$	Freitas (1952)

Organização: Autora (2019).

Para a análise da morfologia do terreno foram traçados perfis transversais ao longo da área e perfil longitudinal do córrego com auxílio do complemento *Profile Tool* no software de SIG QGIS (versão 3.4.9), a partir de Modelo Digital de Elevação (MDE) da área disponibilizado pelo Laboratório de Análise Espacial do Instituto Federal do Piauí (LAEIFPI) onde encontra-se a microbacia.

O mapa de uso e ocupação do solo foi realizado por meio do uso do *software* de SIG QGIS 3.4.9, a partir de imagens do satélite Landsat 8 correspondentes ao ano de 2019, disponíveis no *software* em seu complemento *Quick Maps Service*. Foi aplicada a técnica de classificação supervisionada, através do *plugin* Dzetsaka, para obtenção das classes de uso referentes a vegetação, área construída e área não construída. Foi utilizada a técnica de fotointerpretação de Moreira (2007) para a obtenção da classe de uso referente aos corpos d'água, em virtude de estes serem erroneamente interpretados como vegetação se utilizada a classificação supervisionada, devido o córrego da microbacia apresentar pouca largura.

Os dados de cobertura e rede de esgotamento foram obtidos junto à empresa Águas de Teresina, responsável pelo abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto na cidade de Teresina.

A variação da sazonalidade durante o período de estudo foi determinada por estações seca e chuvosa. As estações foram definidas comparando a precipitação mensal durante o período de estudo com a média anual da série histórica de precipitação entre os anos de 1989 a 2019. Assim, os meses com precipitação acima desta média foram definidos como estação chuvosa, e os meses com precipitação abaixo, como estação seca.

Os dados de precipitação foram obtidos no sítio do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2019a), que disponibiliza dados meteorológicos da estação meteorológica convencional do INMET, localizada na área experimental da Embrapa Meio-Norte, na cidade de Teresina, distante, aproximadamente, 12 km da área de estudo.

Ao todo foram estabelecidos seis pontos de coleta para o monitoramento da qualidade da água. O primeiro ponto sendo alocado na nascente do córrego, outros quatro pontos situados ao longo do córrego e o último ponto alocado no exutório da microbacia.

As coletas foram realizadas no período da manhã, com frequência mensal para um período de estudo de um ano (dezembro/2018 a novembro/2019). A coleta e armazenamento das amostras seguiram as recomendações da NBR 9898 (ABNT, 1987). As análises das variáveis qualidade da água foram realizadas utilizando a infraestrutura e materiais do Laboratório de Saneamento da Universidade Federal do Piauí, Campus Ministro Petrônio Portella, em Teresina-PI, por meio de metodologias descritas pela APHA (2005), apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 – Metodologias para determinação das variáveis de qualidade de água

<b>Parâmetro de qualidade da água</b>	<b>Metodologia</b>
Temperatura	Termométrico
Oxigênio Dissolvido (OD)	Oxímetro
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5,20</sub> )	Oxímetro
Sólidos Totais	Método gravimétrico
Turbidez	Turbidímetro
Nitrato	Análise espectrofotométrica
Fósforo Total	Análise espectrofotométrica
Coliformes Fecais	Substrato Definido
pH	Potenciométrico
Condutividade Elétrica	Condutimétrico

Organização: Autora (2019).

A estatística descritiva dos resultados das variáveis da qualidade da água e valores de IQA foi realizada por meio do *software GraphPad Prism 6.0*, levando em consideração a variação da sazonalidade determinada para período de estudo. A normalidade dos dados foi analisada pelo teste Shapiro Wilk W, onde observou-se a necessidade de realização de testes não paramétricos. Assim, foi utilizado o teste de Mann Whitney para aferir o efeito significativo da sazonalidade sobre as variáveis, a um nível de significância de 5% ( $\alpha < 0,05$ ).

A interpretação individual das variáveis da qualidade da água deu-se frente aos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de Classe 2, pois de acordo com o Artigo 42 desta, as águas doces serão consideradas de classe 2 enquanto não houver enquadramento por ordem de um órgão responsável (BRASIL, 2005).

A interpretação da qualidade da água se deu pelo Índice de Qualidade das Águas (IQA produtivo) adotado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2019).

Os dados das doenças de vinculação hídrica foram interpretados a partir da incidência de doença por 100.000 habitantes, calculada conforme Equação 2:

$$I = D \cdot 100000 \cdot P^{-1} \quad (2)$$

Onde:

I: Incidência de doenças, casos por 100.000 habitantes;

D: Número de casos notificados de doenças;

P: População estudada, em habitantes.

O número de casos notificados para as arboviroses (dengue, febre chikungunya e zika) e doenças diarreicas na microbacia foram coletados junto à Fundação Municipal de Teresina (FMS Teresina). As notificações das arboviroses foram agrupadas por bairros e das doenças diarreicas por Unidade Básicas de Saúde (UBS). Esses dados foram tabelados e agrupados por bairros ou UBS e por tipo de doença. A estimativa do número de casos notificados foi realizada a partir da correlação de proporcionalidade linear da população dos bairros e calculadas as incidências em relação a população da microbacia.

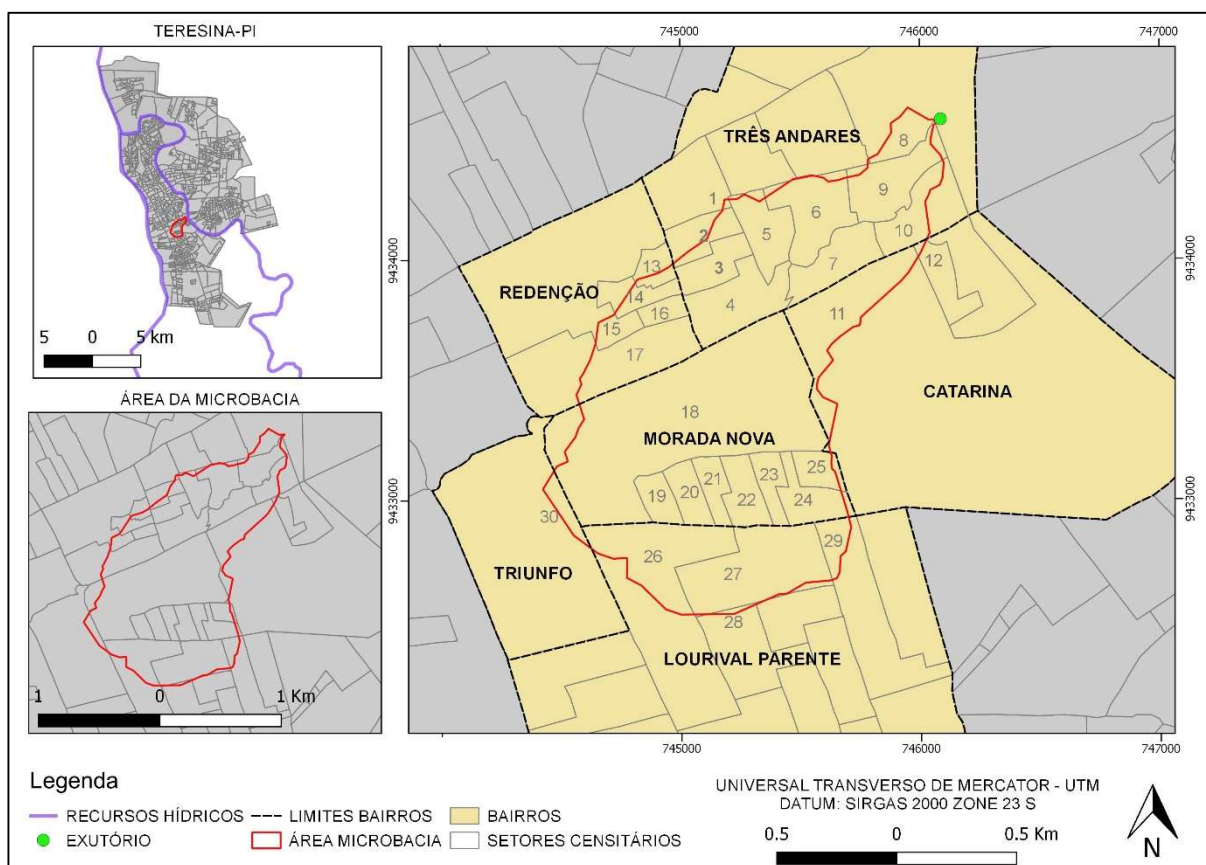
## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, são apresentados os resultados quanto à caracterização da microbacia hidrográfica estudada e os resultados parciais quanto a caracterização pluviométrica, qualidade das águas da microbacia, Índice de Qualidade de Águas e doenças de vinculação hídrica.

### 5.1 Caracterização da microbacia estudada

A microbacia estudada neste trabalho está situada na Zona Sul da cidade de Teresina, tendo a sua cabeceira próxima à margem direita da Avenida Prefeito Wall Ferraz (BR-316), se estendendo para a direção nordeste até chegar à sua foz em um exutório que conecta o córrego principal da microbacia ao Rio Poti. A delimitação, área da microbacia e localização do exutório estão apresentados na Figura 2.

Figura 2 – Representação da área de abrangência com delimitação da microbacia contendo os bairros e setores censitários da área de estudo



Fonte: IBGE, 2010; PMT. Elaboração: Autora (2019).



A delimitação da microbacia levou em consideração os seus divisores topográficos e como resultado apresenta uma área de 184,76 hectares (1,85 km<sup>2</sup>) e perímetro de 6.496 metros (6,5 km), sendo distribuída entre seis bairros sob a administração da Superintendência de Desenvolvimento Sul (SDU Sul). Os aspectos demográficos da microbacia são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Estimativa populacional da microbacia com divisão dos setores censitários dos bairros com as áreas de abrangência da microbacia e densidades demográficas

Bairros	Setores Censitários	Área			População
		Total (ha)	Microbacia (ha)	Densidade (hab./ha)	Microbacia (hab.)
Três Andares	1	8,687	0,11	103,32	11
	2	4,456	2,04	175,11	357
	3	4,372	4,37	171,04	748
	4	9,457	9,46	92,24	872
	5	5,962	5,60	160,07	896
	6	8,734	8,12	159,66	1297
	7	6,739	6,74	175,84	1185
	8	29,742	2,90	26,30	76
	9	8,087	7,34	118,12	867
	10	7,869	4,67	153,56	717
			<b>51,34</b>		<b>7026</b>
Catarina	11	137,043	12,31	2,87	35
	12	4,246	0,17	150,37	26
			<b>12,48</b>		<b>61</b>
Redenção	13	2,368	0,82	312,85	257
	14	3,38	1,96	217,07	426
	15	34,511	1,92	20,32	39
	16	1,81	1,81	268,40	486
	17	17,869	9,20	34,95	321
			<b>15,71</b>		<b>1529</b>
Morada Nova	18	53,862	49,47	14,79	732
	19	2,822	2,82	216,58	611
	20	3,355	3,36	223,50	750
	21	2,841	2,84	246,88	701
	22	4,326	4,33	220,63	954
	23	2,941	2,94	275,33	810
	24	4,825	4,54	162,15	737
	25	2,88	2,47	268,16	663
			<b>72,78</b>		<b>5958</b>
Lourival Parente	26	29,828	12,63	30,34	383
	27	16	15,52	59,40	922
	28	9,9	0,28	89,15	25
	29	15,16	2,28	77,91	177
			<b>30,70</b>		<b>1507</b>
Triunfo	30	44,355	1,73	5,68	10
			<b>1,73</b>		<b>10</b>
<b>TOTAL</b>			<b>184,76</b>	<b>87,09</b>	<b>16091</b>

Fonte: IBGE, 2010; PMT. Organização: Autora, 2019.

A microbacia possui uma população estimada em 16.091 habitantes, representando 1,96% da população do município de Teresina. A densidade demográfica encontrada para a área é de 87,09 hab./ha, média bastante superior à do município de Teresina (5,84 hab./ha) (IBGE, 2010b), o que demonstra que a região possui uma densidade demográfica alta.

É possível perceber uma diferença no padrão de urbanização dos bairros da região, onde os bairros com maior percentual de abrangência dentro da microbacia (Três Andares, Morada Nova) apresentam acentuada densidade demográfica, constatando que a microbacia apresenta um elevado grau de ocupação.

A caracterização morfométrica (Tabela 6) possibilitou a obtenção da composição do padrão de drenagem natural da microbacia.

Tabela 6 – Características morfométricas da microbacia estudada

<b>Características morfométricas</b>	<b>Resultados</b>
Área (km <sup>2</sup> )	1,85
Perímetro (km)	6,50
Comprimento do córrego principal (km)	2,57
Comprimento vetorial do córrego principal (km)	2,14
Comprimento do afluente (km)	0,42
Comprimento total da rede de drenagem (km)	2,99
Altitude máxima (m)	102
Altitude mínima (m)	53,4
Densidade de drenagem (km/km <sup>2</sup> )	1,62
Índice de Sinuosidade	1,20
Coefficiente de compacidade	1,34
Fator de forma	0,40
Índice de circularidade	0,55

O fator de forma de 0,4 indica que a microbacia tem uma circularidade média, já que segundo o proposto por Villela e Mattos (1975), quanto mais próximo esse valor é de 1 mais circular é a bacia e maior é a sua tendência a gerar picos de enchentes. O mesmo entendimento se aplica ao coeficiente de compacidade, que quanto mais próximo de uma unidade, maior é a suscetibilidade a enchentes. Para a microbacia o valor de coeficiente de compacidade de 1,34 indica uma média tendência natural às inundações. O resultado desses índices é reforçado pelo Índice de Circularidade encontrado (0,55), pois segundo valores de IC maiores de 0,51 favorecem os processos de inundação (SCHUMM, 1956).

A densidade de drenagem encontrada para a microbacia é de 1,62 km/km<sup>2</sup>, indicando uma baixa capacidade de drenagem. Christofolletti (1969) ressalta que os valores de densidade de drenagem menor de 7,5 km/km<sup>2</sup> são considerados baixos, valores entre 7,5 e 10,0 km/km<sup>2</sup> são considerados médios e valores acima de 10,0 km/km<sup>2</sup> são considerados de alta densidade de drenagem.

Oliveira et al. (2010) encontraram valor de densidade de drenagem baixa em seu estudo na bacia hidrográfica do Ribeirão Salobra, indicando áreas de relevo plano e solos permeáveis, concluindo-se que, em condições normais de precipitação, a bacia possui baixa suscetibilidade a enchentes.

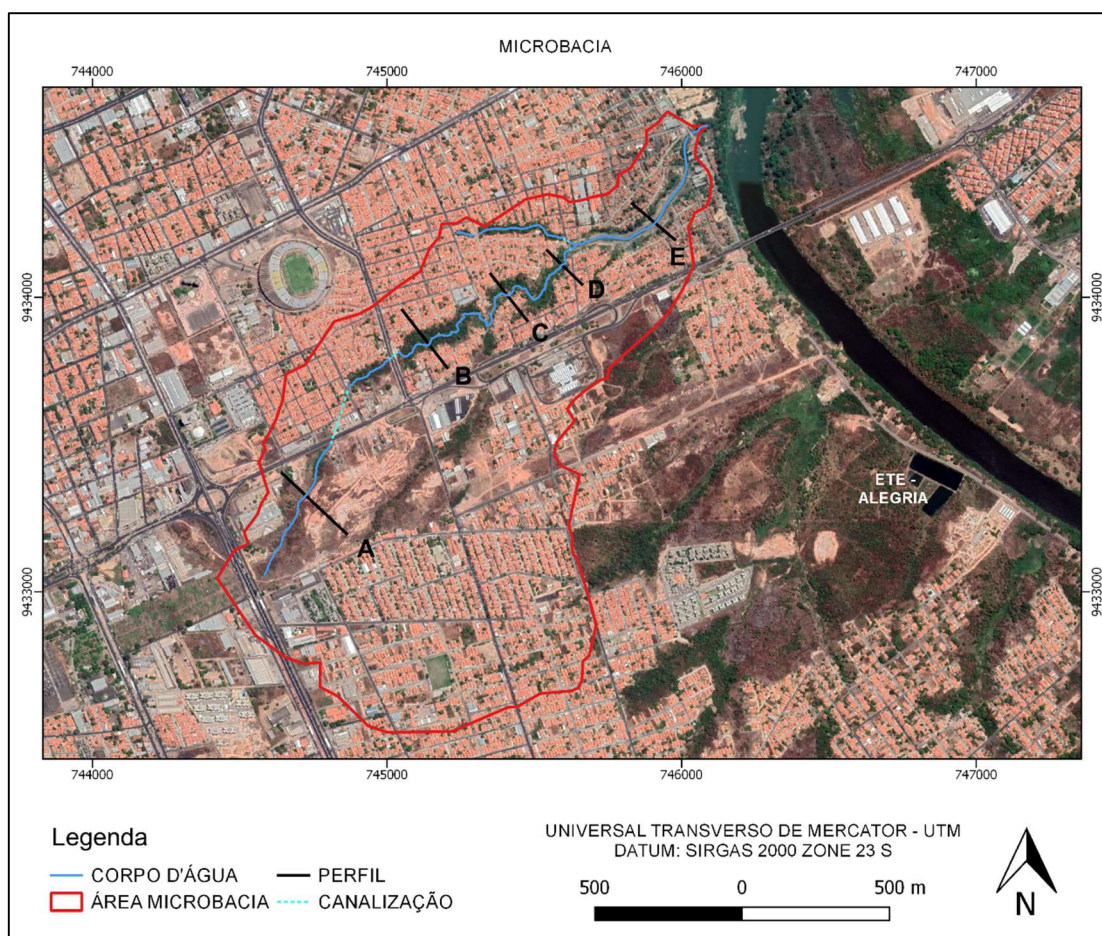
Segundo Lana et al. (2001) a sinuosidade de um canal é influenciada diretamente pela declividade dos canais, pela carga de sedimentos e pela compartimentação dos solos. O Índice de sinuosidade (IS) relaciona-se com a velocidade de escoamento nos canais de drenagem, e conseqüentemente com sua relação com o solo. O IS encontrado para a microbacia foi de 1,20, indicando que o córrego principal não apresenta forma retilínea, entretanto não pode ser considerado sinuoso, ou seja, o canal principal apresenta uma forma transitória.

Santos et al. (2012) encontraram valores de IS semelhantes na caracterização morfométrica de duas sub-bacias em Campos do Jordão – SP. Os Índices de Sinuosidades encontrados para as sub-bacias Fojo (1,43) e Perdizes (1,33) indicaram que os canais de drenagem das bacias não apresentam forma retilínea, não sendo considerados como sinuosos. Devido a capacidade de desagregação dos solos os autores indicando cuidado no uso do solo quanto à ocupação urbana.

O fator declividade é muito importante no manejo das bacias, pois tem influência direta no escoamento de água e no tempo de concentração. Para Benatti et al. (2015), a declividade de uma bacia hidrográfica é um fator que afeta consideravelmente a velocidade do escoamento superficial, reduzindo a taxa de infiltração da água no solo. A ausência de cobertura vegetal e elevadas precipitações associadas a uma maior declividade, conduzem a uma maior velocidade de escoamento e menor quantidade de água infiltrada no solo, resultando em enchentes.

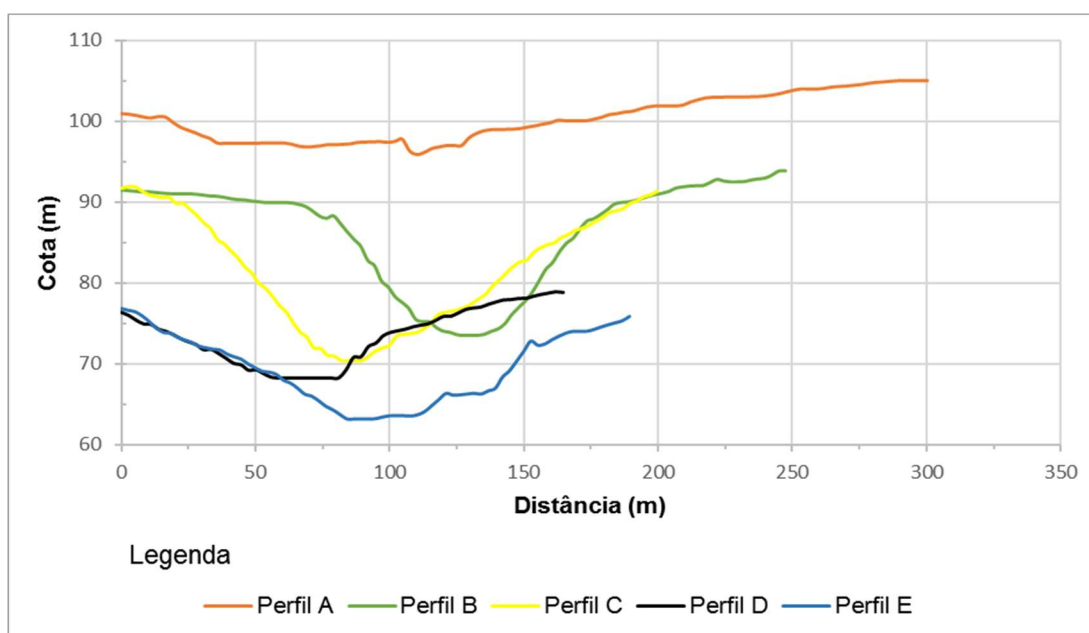
Para avaliação das declividades ao longo da microbacia, foram traçados cinco perfis transversais distribuídos na porção superior da bacia representada por uma área com menor grau de ocupação urbana e nas porções central e inferior que apresentam um elevado grau de ocupação (Figura 3).

Figura 3 – Mapa da área da microbacia



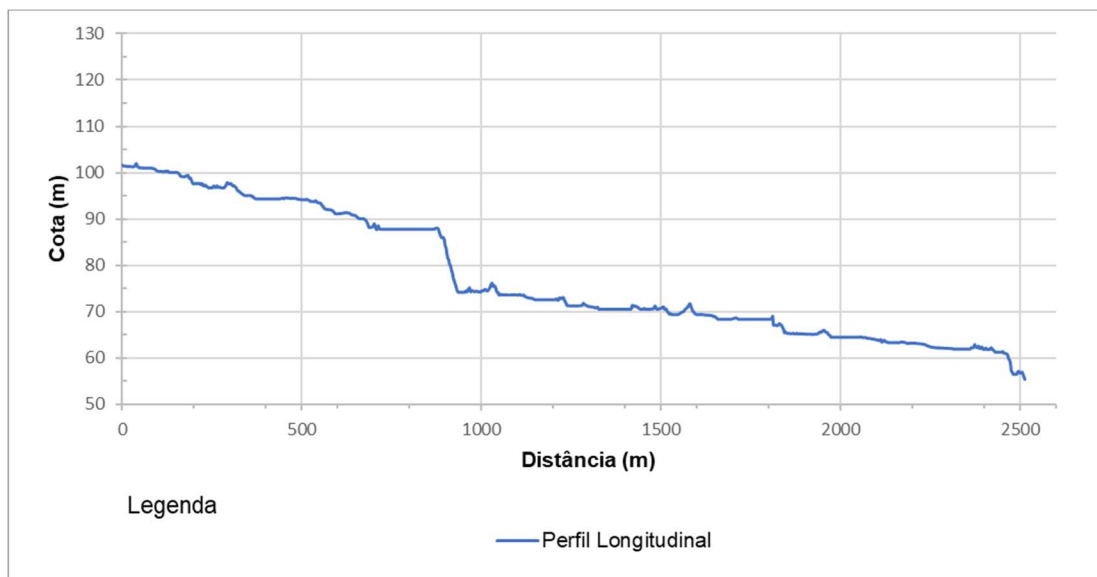
Fonte: Landsat 8, 2019; PMT. Elaboração: Autora (2019).

Figura 4 – Perfis de transversais da microbacia com apresentação das cotas altimétricas e comprimento



Organização: Autora, 2019.

Figura 5 – Perfil longitudinal do córrego com apresentação das cotas altimétricas e comprimento



Organização: Autora, 2020.

Como é possível observar na Figura 4, a porção superior da microbacia apresenta uma baixa declividade com um perfil retilíneo (Perfil A), um comportamento diferente dos perfis da porção central (Perfil B, Perfil C e Perfil D) que possuem declividades expressivas apresentando forma de “U”, uma condição que propicia o desenvolvimento de enchentes.

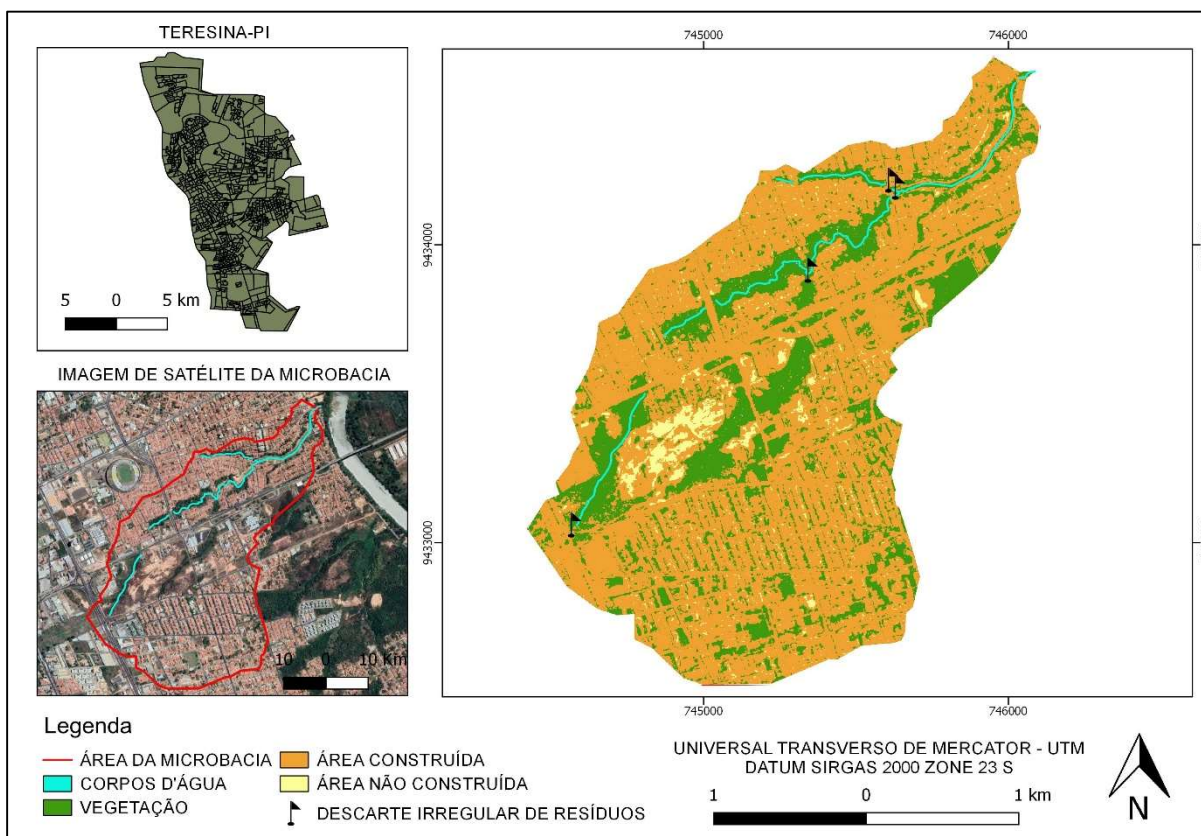
O Perfil E, na porção inferior, apresenta uma vertente côncava/retilínea com declividade pouco expressiva, resultado de uma obra de canalização do córrego da microbacia estudada realizado por um projeto de urbanização e revitalização da área contemplando serviços de drenagem.

Na Figura 5 é possível observar que o perfil longitudinal do córrego apresenta uma declividade baixa na porção central e inferior, uma característica que resulta em um escoamento superficial menor, isso somado as altas declividades transversais nessa área, pode resultar numa intensificação das cheias. Os resultados de perfis transversais e longitudinal e a caracterização morfométrica na microbacia demonstram uma suscetibilidade de ocorrência de eventos de enchentes na área da microbacia, em períodos de maior concentração de precipitação. Este fator que se constitui em um problema, pois como pode ser observado na Figura 3, há a locação de residências nas proximidades do córrego, podendo estas estarem sujeitas a eventos como alagamentos e deslizamentos de terra.

O Plano Diretor de Drenagem Urbana de Teresina (2012) apresenta o bairro Três Andares como um dos principais bairros da zona sul a sofrer com esses eventos. De fato, a área contida na microbacia vem apresentando problemas desta razão. Em 2009, as chuvas represaram em um bueiro na Vila da Paz (Bairro Três Andares) causando alagamento e deixando trinta casas completamente isoladas (LUSTOSA FILHO, 2009). Em 2015, após uma forte chuva parte de uma casa desabou no bairro Três Andares. Em fevereiro de 2017 parte de uma casa também localizada na Vila da Paz desabou e pelo menos 15 famílias ficaram desabrigadas em decorrência das chuvas (LOPES, 2017).

“O levantamento da cobertura e do uso da terra indica a distribuição geográfica da tipologia de uso, identificada por meio de padrões homogêneos da cobertura terrestre” (IBGE, 2006, p. 36). Para o mapa de uso e cobertura da terra foram identificadas quatro classes de uso diferentes: vegetação, área construída, área não construída e corpos d’água, além de indicar os locais onde há o descarte irregular de resíduos ao longo do córrego. O mapa é apresentado na Figura 6.

Figura 6– Mapa de uso e cobertura da terra da microbacia

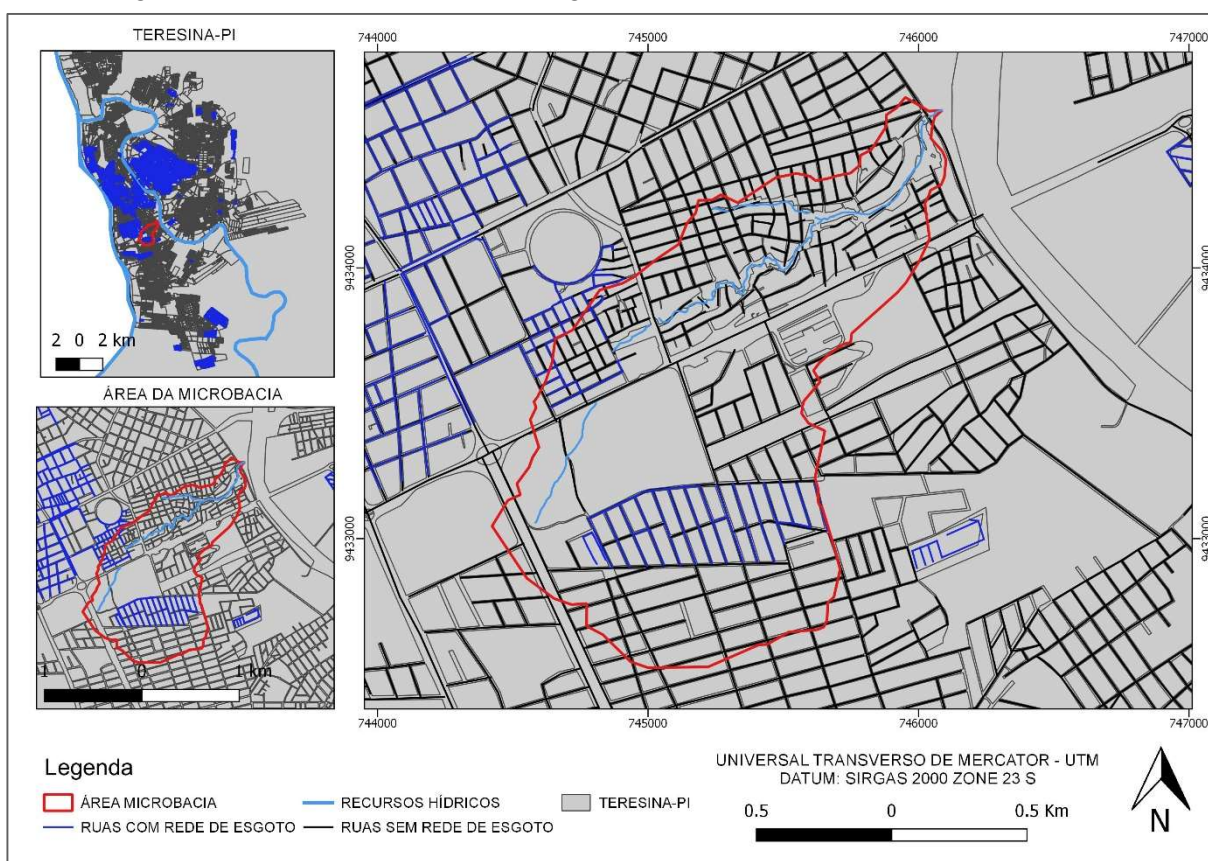


Fonte: IBGE, 2015; PMT; Landsat 8, 2019. Elaboração: Autora, 2020.

A área de maior abrangência corresponde a área construída, com cerca de 90,51% (167,23 ha), essa classe representa todas as construções como edificações, ruas e áreas impermeáveis. Quanto a vegetação, verifica-se um total de 8,56% (15,82 ha), sendo representado pela cobertura vegetal densa, moderada, rasteiras e áreas verdes. A abrangência das áreas não construídas foi de apenas 0,73% (1,35 ha), o que comprova que a microbacia estudada se apresenta bastante urbanizada. Para a Classe de corpos d'água foi verificada uma área de aproximadamente 0,19% (0,36 ha).

A microbacia apresenta um baixo índice de atendimento de serviços de coleta e tratamento de esgotos, conforme apresentado na Figura 7.

Figura 7 – Cobertura de rede de esgotamento sanitário na área da microbacia



Fonte: IBGE, 2015; PMT; Águas de Teresina. Elaboração: Autora, 2019.

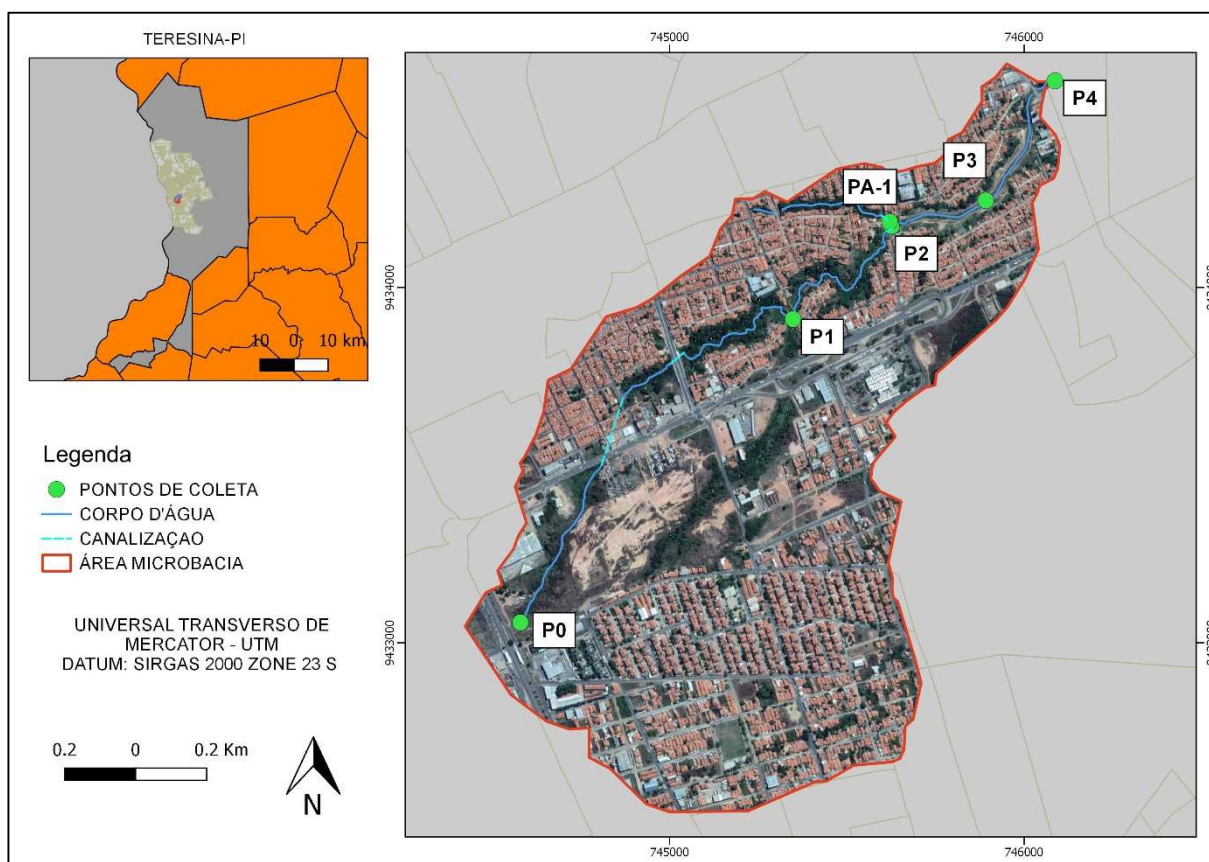
Apenas 14,51% da área possui rede de esgotamento sanitário, um valor abaixo do atendimento desse serviço em Teresina (23,5%) como divulgado pelo Instituto Trata Brasil (2018). As áreas contempladas com os serviços de coleta e tratamento de esgotos na área são correspondentes ao conjunto habitacional Morada Nova e ao

bairro Redenção. O tratamento dos esgotos para essas áreas é realizado na Estação de Tratamento de Esgoto do conjunto Morada Nova – ETE Alegria.

Existe um projeto de urbanização e revitalização da Vila da Paz, área inserida na microbacia, que a princípio contemplava para esta área a construção de galerias, esgotamento sanitário, reforço no abastecimento de água, iluminação e equipamentos públicos para trabalho social. As obras estavam previstas para acontecer em duas etapas com início no ano de 2013. As obras encontravam-se paralisadas desde setembro de 2017, tendo sido realizada apenas a primeira etapa do projeto, entretanto, foram retomadas em janeiro de 2020 com o início das obras da segunda etapa e implantação das estruturas que faltavam quanto a primeira etapa do projeto.

Os pontos de monitoramento foram estabelecidos de modo que captassem diferentes situações de urbanização, desde a sua nascente até o exutório, para uma melhor compreensão da dinâmica da água ao longo do córrego (Figura 8)

Figura 8 – Localização dos pontos de monitoramento de qualidade da água da microbacia



Fonte: IBGE, 2015; PMT. Elaboração: Autora, 2019.



Tabela 7 – Localização geográfica dos pontos de monitoramento de qualidade da água da microbacia em coordenadas UTM

<b>Pontos</b>	<b>Coordenadas UTM</b>
P0	744579E; 9433057N
P1	745348E; 9433911N
P2	745626E; 9434173N
P3	745892E; 9434245N
P4	746087E; 9434582N
PA-1	745621E; 9434185N

O ponto P0 retrata a situação do córrego em seu início e encontra-se localizado no bairro Morada Nova. Neste ponto há o final de uma rede de drenagem com fluxo constante que drena uma região ausente de serviços de saneamento. Em seguida o córrego percorre um trecho caracterizado inicialmente pela presença de mata ciliar densa onde logo após sofre uma canalização sendo atravessado pela Av. Getúlio Vargas e indo em direção ao bairro Redenção, retornando ao seu percurso natural cerca de 200 metros antes de uma área residencial. Após percorrer cerca de 150 metros o corpo d'água é canalizado novamente sendo atravessado pela Av. Barão de Castelo Branco, encerrando seu percurso pelo bairro Redenção e iniciando o trajeto pelo Bairro Três Andares.

O córrego prossegue então por um trecho caracterizado por curvas até chegar ao ponto P1, em uma área residencial no bairro Três Andares, marcada pela presença de elevadas declividades e densa vegetação. O corpo hídrico segue seu percurso por um trecho de traçado irregular entre a malha urbana da Vila da Paz, no bairro Três Andares. Neste trecho há pouca interferência antrópica quanto a obras de passagens de pedestres ou veículos, havendo apenas no final do trecho onde o córrego é canalizado para dar passagem pela Rua Belém e logo em seguida, na saída dessa tubulação, localiza-se o Ponto P2 também na Vila da Paz.

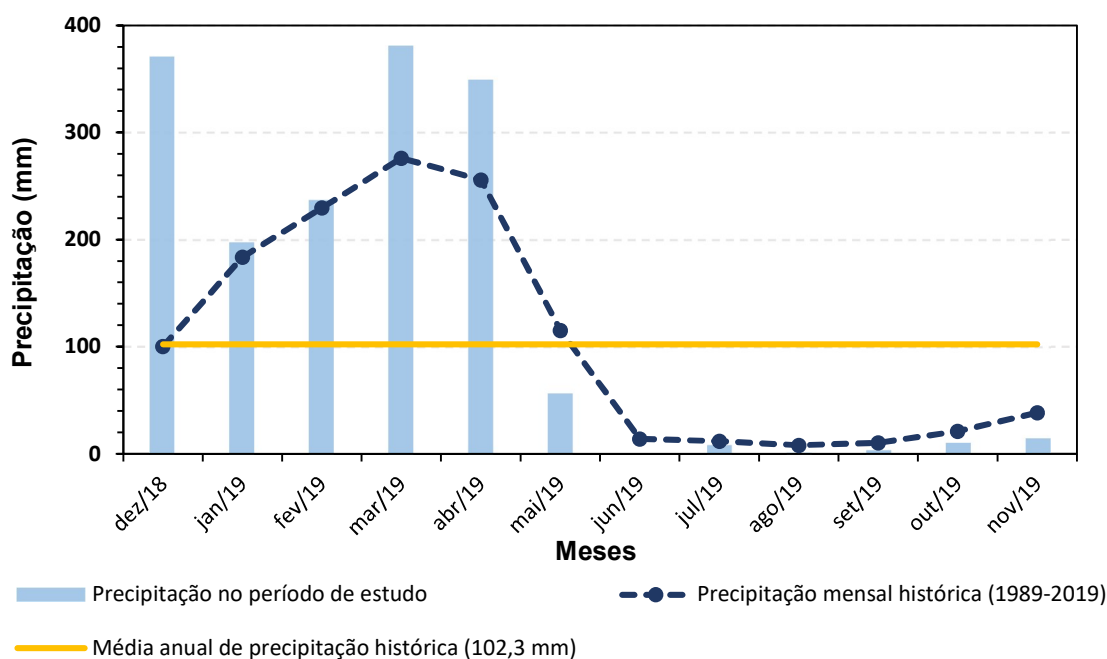
Após o ponto P2 o córrego passa a percorrer um trecho de canal a céu aberto de paredes de muro de gabião, obra referente ao Projeto de Revitalização da Vila da Paz. Nesse trecho há a incorporação das águas vindas do córrego afluente, representadas pelo ponto PA-1 que se localiza após a saída de uma tubulação que dá passagem a Rua Belém. Após a incorporação do afluente o córrego percorre cerca de 300 metros pelo canal até chegar ao ponto P3, também localizado na Vila da Paz.

Após esse ponto o córrego segue pelo canal por um trecho de aproximadamente 350 metros, sofrendo novamente uma intervenção para dar passagem a Av. Deputado Waldemar Macedo e seguindo por um trecho natural marcado pela presença de vasta cobertura vegetal antes de desaguar no Rio Poti. Neste último trecho localiza-se o ponto P4 que representa o exutório da microbacia.

## 5.2 Caracterização pluviométrica

A definição das estações em chuvosa e seca levou em consideração a precipitação mensal durante o período de estudo (dezembro/18 a novembro/19) e a média anual da série histórica (102,3 mm) correspondentes aos anos de 1989 a 2019, conforme Gráfico 3.

Gráfico 3 – Valores de precipitação para o período de estudo e valores médios mensais de precipitação referentes a série histórica (1989-2019) em Teresina-PI



Fonte: INMET (2019a);

Assim, os meses de dezembro a abril, por apresentarem precipitação mensal acima desta média, foram considerados como estação chuvosa e os meses de maio a novembro foram considerados como estação seca, pois demonstraram precipitação mensal abaixo da média, conforme o Gráfico 3.

A precipitação acumulada durante o ano de monitoramento foi de 1631,1 mm, um valor 22,46% maior que a precipitação média anual da série histórica (1264,71 mm) (INMET, 2019a). Os altos valores de precipitação nos meses de dezembro (370,6 mm), março (381,0 mm) e abril (349,1 mm) foram os principais fatores que contribuíram para este resultado.

O mês de dezembro apresentou um comportamento atípico, com um aumento na precipitação mensal de 72,95% em relação à média de precipitação histórica para o mesmo mês. Tal fenômeno está relacionado com a aproximação precoce do principal motor de chuvas no Nordeste, a ZCIT (Zona de Convergência Intertropical). Geralmente esta zona atua efetivamente somente a partir do final do mês de janeiro, entretanto, houve um comportamento diferenciado e tal umidade acabou atingindo o Nordeste mais cedo (AMARAL, 2018).

O trabalho de Morais e Silva (2012) que realizou o diagnóstico ambiental do balneário Curva São Paulo em Teresina, apontou os meses de dezembro a maio como os definidos para a estação chuvosa. Durante o período de monitoramento deste estudo, o mês de dezembro também apresentou um comportamento atípico, onde foi registrado o maior nível de acúmulo de precipitação na história, até aquele ano, devido a um fenômeno climático provocado pelos altos valores de umidade e temperatura combinados com padrões de ventos em níveis mais altos da atmosfera (VAZ, 2009).

Os meses de março e abril do período de estudo apresentaram um aumento de 27,5% e 26,73% em relação as médias mensais de precipitação. Já no mês de maio, houve uma redução na precipitação de 50,68% em relação a precipitação histórica do mês. Da mesma maneira do comportamento atípico do mês de dezembro, este fato pode estar relacionado com a ZCIT, já que a mesma atingiu mais cedo o Nordeste, também teve sua influência encerrada mais cedo que o habitual.

Para o período de estudo, a estação seca apresenta uma pluviosidade de 13,71 mm/mês, indicando uma redução de 49,66% em relação à média de precipitação histórica (27,25 mm/mês). Nessa estação, a série histórica revela um aumento gradual das chuvas a partir do mês de outubro. A previsão é de que para esta estação, na maior parte do Nordeste, as temperaturas apresentem-se mais altas com baixos índices de umidade relativa (INMET, 2019b).

Para a estação chuvosa foi verificada uma pluviosidade média de 307,02 mm/mês durante o período de estudo, indicando um aumento de 30,90% em relação à média histórica (212,15 mm/mês). Este resultado pode ser explicado pela atuação

da (ZCIT), que causou um aumento da nebulosidade sobre a parte norte da região Nordeste, principalmente nos estados do Maranhão, Piauí, Ceará e Rio Grande do Norte que receberam acumulados de chuva significativos (INMET, 2019b).

### **5.3 Qualidade da água da microbacia**

As campanhas de amostragem para o monitoramento da qualidade da água foram realizadas com periodicidade mensal de dezembro de 2018 a novembro de 2019, totalizando doze campanhas. A Tabela 8 apresenta a estatística descritiva destes resultados, sendo destacados em negrito aqueles valores que ultrapassam os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para as águas classe 2.

Tabela 8 – Estatística das análises realizadas em laboratório referentes aos pontos de amostragem da microbacia, no período de dezembro de 2018 a novembro de 2019

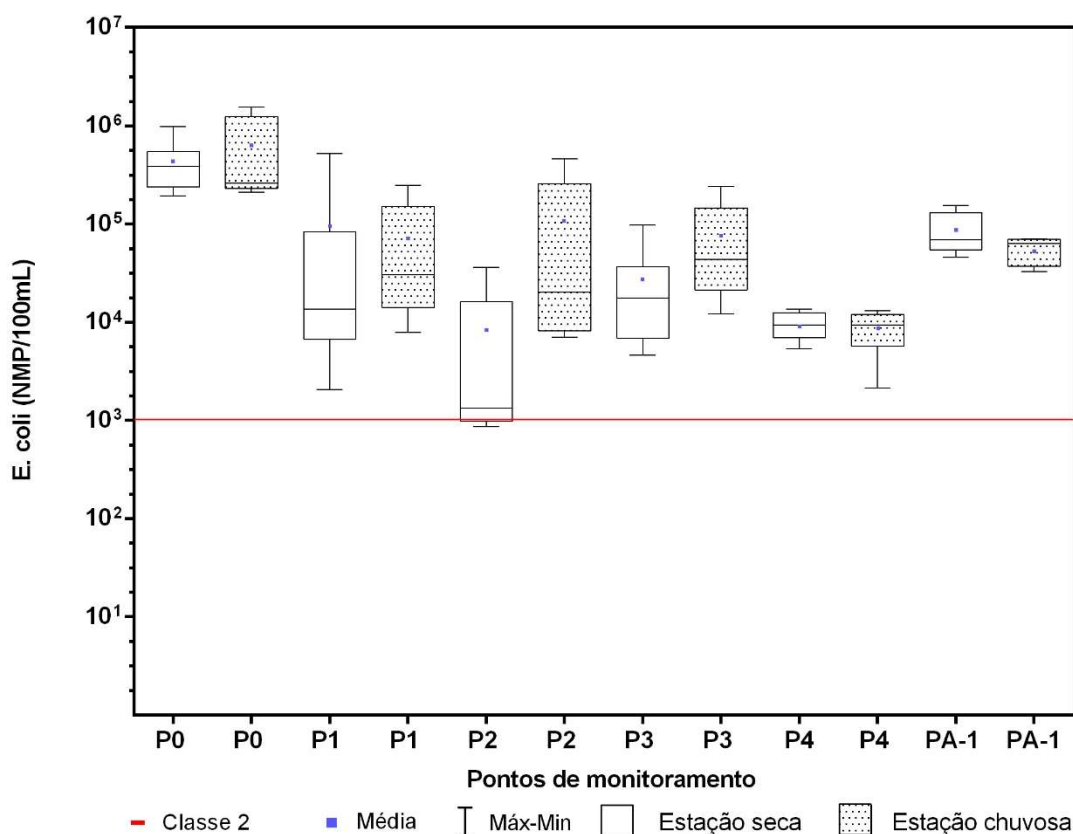
Pontos	Valor	E. coli NMP/100ML	DBO mg/L	pH	Nitrato mg/L	Fósforo mg/L	Temperatura °C	Turbidez UNT	OD mg/L	CE µS/cm	Sólidos Totais mg/L
P0	Média	<b>529541</b>	<b>90,51</b>	7,78	5,64	<b>0,41</b>	28,43	59,73	<b>3,51</b>	489,67	626,75
	Desv. Pad.	417685	63,86	0,78	11,83	0,53	0,98	48,60	1,90	204,96	460,83
	Min.	<b>19350</b>	<b>27,25</b>	6,13	0,017	0,004	27	11,25	<b>1</b>	179	211
	Máx.	<b>1553100</b>	<b>209,5</b>	9,502	<b>36,769</b>	<b>1,874</b>	30	<b>141,08</b>	7,37	746	1960
P1	Média	<b>84679</b>	<b>14,67</b>	7,34	8,34	<b>0,06</b>	28,45	28,25	<b>4,61</b>	347,42	345,92
	Desv. Pad.	154138	9,34	0,52	12,56	0,07	1,26	25,14	0,96	58,56	62,24
	Min.	<b>2050</b>	0,8	6,172	0,385	0	27	10,5	<b>2,77</b>	207	207
	Máx.	<b>523100</b>	<b>36,15</b>	7,832	41,288	<b>0,172</b>	30,7	95,25	6,14	411	440
P2	Média	<b>51043</b>	<b>5,95</b>	7,36	9,00	0,04	28,02	22,04	5,10	360,00	355,42
	Desv. Pad.	130235	4,20	0,56	15,23	0,04	1,12	21,59	1,27	43,84	48,07
	Min.	860	0,55	6,183	0,363	0,001	26,9	7,33	<b>3,67</b>	245	245
	Máx.	<b>461100</b>	<b>14,78</b>	8,03	<b>42,993</b>	<b>0,098</b>	30,2	77	8,05	409	440
P3	Média	<b>47616</b>	<b>8,25</b>	7,45	3,62	0,04	28,19	19,38	5,06	331,50	343,58
	Desv. Pad.	66383	4,49	0,57	5,03	0,04	1,37	16,09	1,25	110,97	56,75
	Min.	<b>4620</b>	2,75	6,197	0,137	0,002	26	7,17	<b>3,84</b>	103	230
	Máx.	<b>241960</b>	<b>17,7</b>	7,952	<b>14,707</b>	<b>0,122</b>	30	58,58	8,35	411	403
P4	Média	<b>9149</b>	<b>7,05</b>	7,36	<b>12,77</b>	0,05	28,83	31,65	5,54	331,02	343,42
	Desv. Pad.	3301	5,14	0,82	20,52	0,05	1,34	50,72	1,21	127,32	90,29
	Min.	<b>2130</b>	0,33	5,393	0,084	0,001	27	5,33	<b>4,17</b>	64,8	120
	Máx.	<b>13615</b>	<b>17,55</b>	8,066	<b>57,541</b>	<b>0,125</b>	30,7	<b>173,58</b>	8,27	412	400
PA-1	Média	<b>74533</b>	<b>24,07</b>	7,38	2,577	<b>0,12</b>	27,27	15,84	<b>3,93</b>	368,50	375,08
	Desv. Pad.	36312	17,35	0,79	5,77	0,09	0,96	6,54	1,02	93,17	58,49
	Mín.	<b>32700</b>	2,15	5,25	0,004	0,005	25,6	8,33	<b>2,45</b>	185	240
	Máx.	<b>155310</b>	<b>71,1</b>	8,072	<b>20,732</b>	<b>0,262</b>	28,9	31,25	5,6	459	435

Fonte: Pesquisa direta (2019).

As variáveis *E. coli*, DBO e OD apresentaram maior quantidade de valores médios em não conformidade com o estabelecido pela legislação, principalmente para os pontos P0 e PA-1. Enquanto que a menor quantidade de valores em não conformidade foi verificada para o ponto P2.

Todas as médias para a variável *E. coli*. apresentaram-se acima do limite estabelecido pela legislação (1.000 NMP/100mL). Os pontos P0 e PA-1 apresentaram as maiores médias com valores de 529.541 NMP/100 mL e 74.533 NMP/100 mL, respectivamente. A elevada concentração de *E. coli*. evidencia a poluição e contaminação fecal do corpo hídrico por influência de esgotos domésticos (Souza e Gastaldini, 2014; Bastos et al. 2018). Isto acusa a interferência do lançamento de efluentes no córrego, principalmente para os pontos P0 e PA-1 que apresentam as maiores médias da variável. No geral, a variação sazonal para a *E. coli*. apresentou uma tendência a aumentar durante a estação chuvosa como pode ser observado na Figura 9.

Figura 9– Variação sazonal dos valores de *E.coli* nos pontos de monitoramento da microbacia



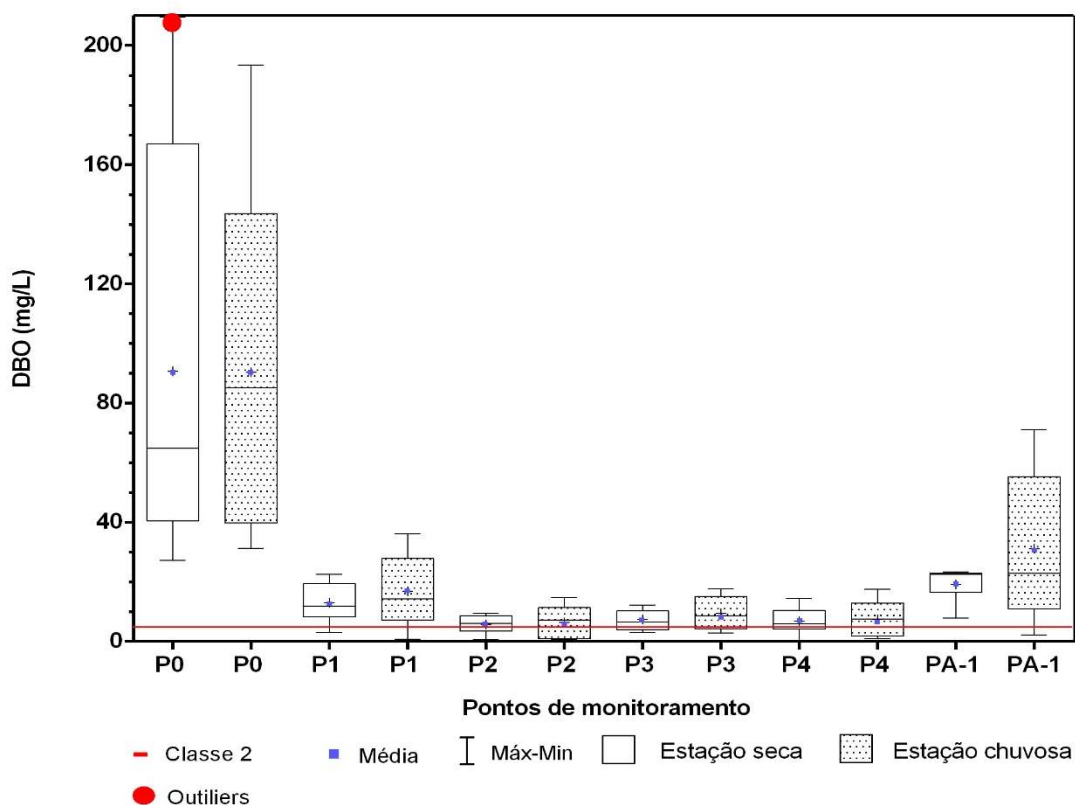
Fonte: Pesquisa direta (2019).

De acordo com Mota (2008) a concentração de coliformes termotolerantes pode aumentar durante o período chuvoso devido a poluição difusa, já que as águas pluviais ao escoarem pelo solo acabam carreando impurezas existentes na bacia de drenagem para os corpos hídricos superficiais. As análises indicaram uma redução significativa dos valores de *E. Coli* no período seco ( $p < 0,05$ ) para o ponto P2. Este resultado está ligado a localização do ponto, pois no trajeto entre P1 e P2 há pouca interferência antrópica e com a redução das chuvas a influência da poluição difusa diminui.

A variável apresentou uma redução não significativa ( $p < 0,05$ ) no período chuvoso para os pontos P4 e PA-1, um comportamento explicado presença de mata ciliar bastante densa em suas margens, o que dificulta a poluição difusa.

Para a variável DBO, todas as médias apresentaram-se em desacordo com a legislação (máximo 5 mg/L), sendo as maiores referentes aos pontos P0 (90,51 mg/L) e PA-1 (24,07 mg/L). A análise da variância apresentou ausência de efeito significativo da sazonalidade ( $p < 0,05$ ) para DBO nos pontos monitorados (Figura 10).

Figura 10 - Variação sazonal dos valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) nos pontos de monitoramento da microbacia



Fonte: Pesquisa direta (2019).

No geral, é possível observar uma tendência de redução dos valores de DBO durante a estação seca, um comportamento associado a diminuição da poluição difusa por conta da ausência de chuvas no período. Os pontos P0 e P4 foram os únicos a apresentaram uma redução nos valores médios durante o período chuvoso, entretanto, ainda estando abaixo das suas médias durante todo o período de monitoramento. Para o ponto P0 este comportamento pode estar relacionado a uma maior diluição da matéria orgânica durante o período de chuvas e para o ponto P4 explica-se pela localização do ponto numa área com vegetação densa em seu entorno dificultando assim a ação da poluição difusa.

Para os demais pontos monitorados a variável apresentou médias maiores durante o período de chuvas. Este resultado está associado ao aumento da matéria orgânica dissolvida e particulada durante o período chuvoso, que pode ter origem pela própria suspensão do sedimento, pela contribuição das águas dos tributários que podem estar recebendo efluentes e águas de escoamento superficial ou até mesmo pelo arraste de matéria orgânica pelos volumes de chuva ao longo da bacia (TAKIYAMA et al., 2003; Wu et al. 2014).

Para Machado (2016) a DBO está diretamente ligada à presença de despejos de origem predominantemente orgânica. Isto explica os altos valores da variável observados no ponto P0 que estão relacionados ao fluxo constante de uma rede de drenagem que drena uma região ausente de serviços de esgotamento sanitários.

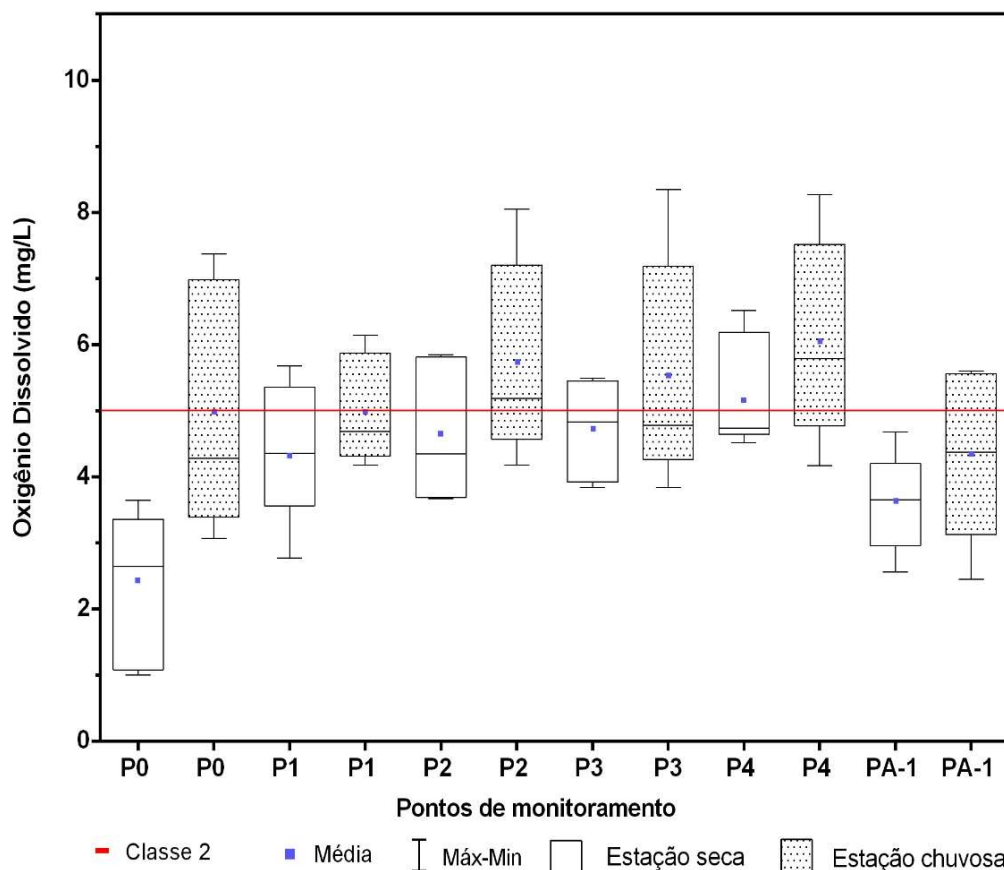
O estudo de Alves et al. (2012) no Rio Arari, estado do Pará, apresentou resultados semelhantes onde os maiores valores de DBO foram observados no período chuvoso, isso devido a ação das marés altas que inundam as margens carreando os materiais orgânicos para o rio.

As medidas de oxigênio dissolvido (OD) são fundamentais para a manutenção das condições vitais de um ambiente aquático. Para este estudo os menores valores médios de OD foram encontrados para os pontos P0, P1 e PA-1 com valores de 3,51 mg/L, 4,61 mg/L e 3,93 mg/L, respectivamente. Estes pontos não atenderam ao limite mínimo de 5 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005. Menores valores de OD podem ser atribuídos à decomposição de matéria orgânica proveniente do lançamento de efluentes (RABELO; NETO; FREIRE, 2015).

Assim como observado por Oliveira et. al (2008) verificou-se menores valores de OD durante o período seco em todos os pontos, como observado na Figura 11



Figura 11 - Variação sazonal dos valores de oxigênio dissolvido nos pontos de monitoramento da microbacia



Fonte: Pesquisa direta (2019).

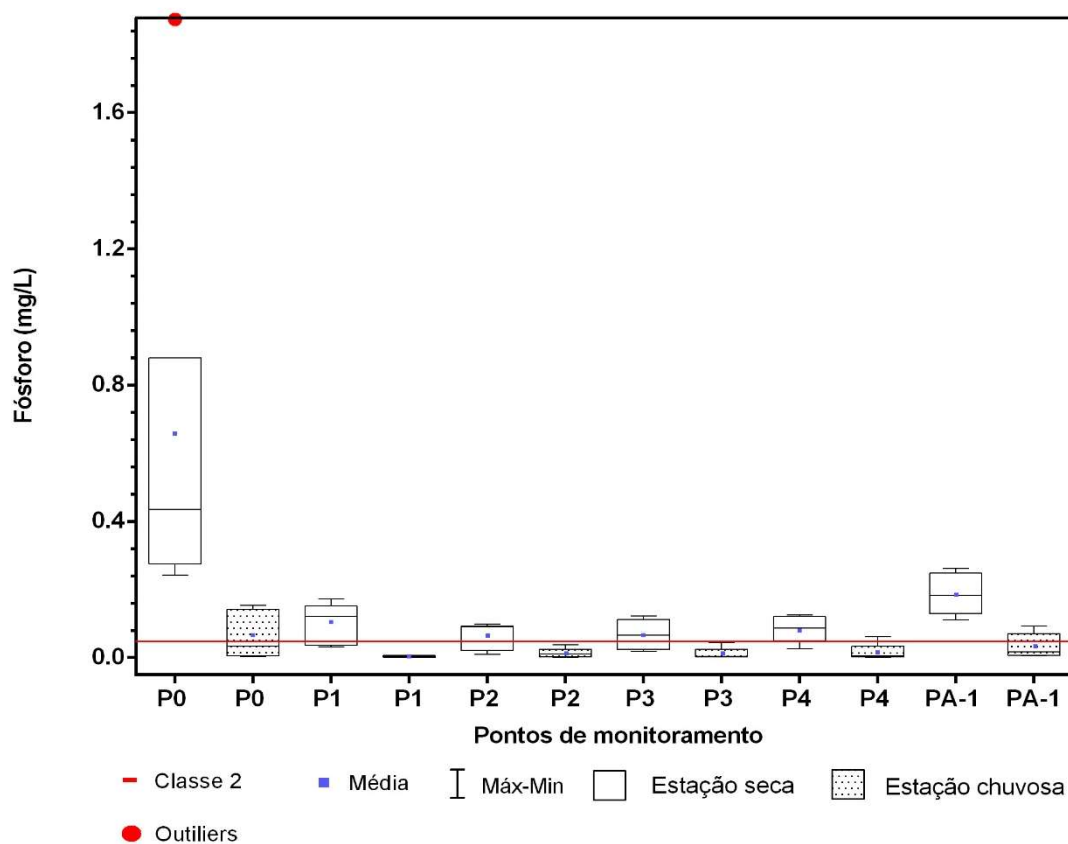
Os pontos P0 e P1 apresentaram uma redução significativa ( $p < 0,05$ ) de OD durante a estação seca. Este resultado está associado aos altos valores de DBO no ponto P0 durante o período seco que acaba impactando negativamente o ponto P1 pela proximidade. Conforme Bucci e Oliveira (2014) baixos valores de oxigênio dissolvido indicam indiretamente a poluição por esgotos domésticos, considerando o maior consumo de oxigênio para decomposição da matéria orgânica.

As maiores concentrações de OD foram identificadas no ponto P4, apresentando média de 5,54 mg/L, em conformidade com a legislação. Este resultado pode estar associado ao processo de autodepuração demonstrando a capacidade de reestabelecimento do corpo hídrico. Outro fator que contribui para este resultado é um ressalto existente antes de P4 devido a uma canalização que realiza o lançamento do córrego no seu ponto de exutório, esta estrutura promove a aeração do canal e consequentemente eleva os valores de OD.

Para a variável fósforo total as maiores médias foram encontradas nos pontos P0 e PA-1 com valores de 0,41 mg/L e 0,12 mg/L, ambos acima do limite estabelecido pela legislação (limite de 0,05 mg/L). Os demais pontos apresentaram médias em conformidade com a legislação. O valor elevado de fósforo nestes pontos pode estar relacionado com a contribuição de efluentes domésticos. Silva e Lourenço (2016) encontraram valores elevados para fósforo total em dois pontos de monitoramento, onde a concentração deste nutriente no corpo hídrico praticamente duplicou nesses pontos, o que evidenciou a poluição causada por esgotos domésticos.

No geral, os valores médios de fósforo total diminuíram durante a estação chuvosa para todos os pontos de monitoramento, como pode ser observado na Figura 12, o que significa uma melhoria para este parâmetro, onde a análise da variância demonstrou efeito significativo da sazonalidade ( $p < 0,05$ ).

Figura 12 - Variação sazonal dos valores de fósforo total nos pontos de monitoramento da microbacia



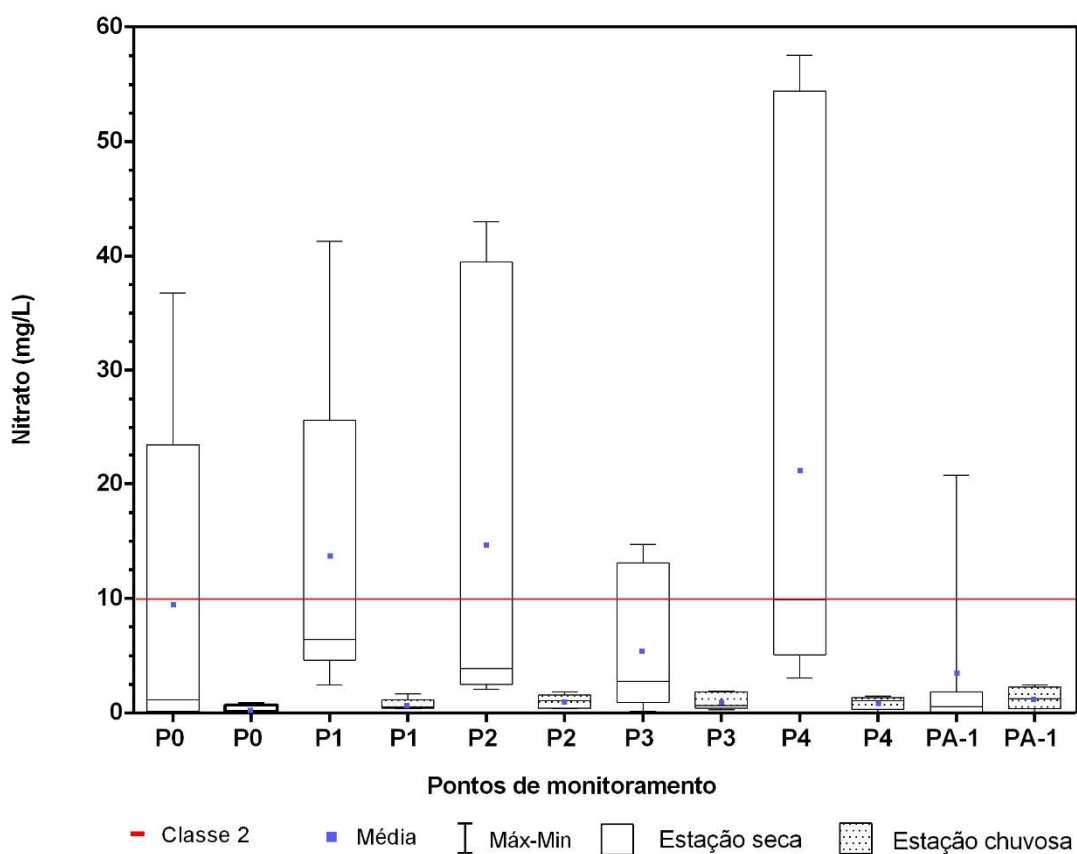
Fonte: Pesquisa direta (2019).

Segundo Von Sperling (2007) a presença de fósforo nos corpos hídricos tem como principais fontes a drenagem pluvial e o lançamento de esgotos. Este fator

explica os altos valores da variável no ponto P0. Fia et al. (2015) avaliaram a qualidade da água de uma microbacia urbana em Minas Gerais, onde as concentrações de fósforo durante o período de estiagem alcançaram valores de 60 a 140 vezes superiores em relação ao período chuvoso, o que pode ser associado a uma maior influência da contribuição de esgotos em relação ao arraste de fósforo dos solos ocasionado pelas chuvas. A mesma situação se aplica para a microbacia estudada, além de que as chuvas podem ter ocasionado uma maior diluição do fósforo nas águas da microbacia.

A Resolução CONAMA estabelece um limite máximo de 10 mg/L para o nitrogênio na forma de nitrato. As médias apresentadas para esta variável encontram-se em conformidade com a legislação em todos os pontos, exceto o ponto P4 que apresentou a maior média (12,77 mg/L). Houve um crescimento nos valores desta variável durante o período seco em todos os pontos de monitoramento da microbacia, como observado na Figura 13.

Figura 13 - Variação sazonal dos valores de nitrato nos pontos de monitoramento da microbacia



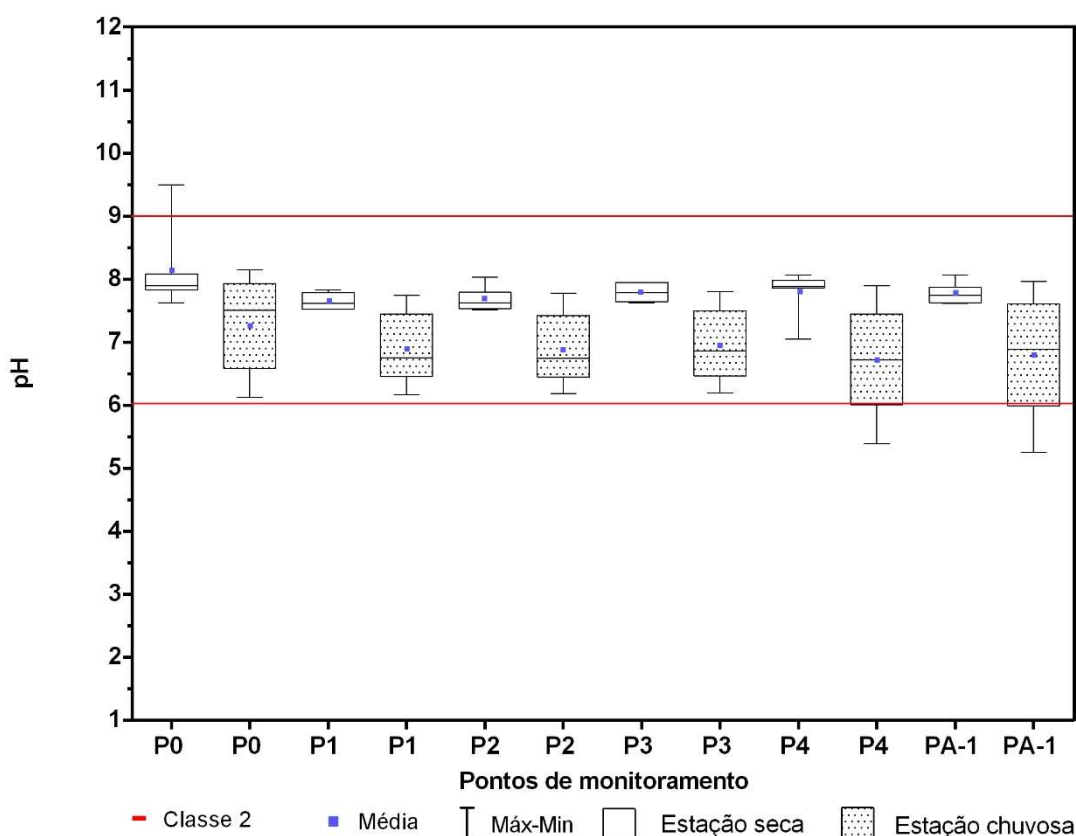
Fonte: Pesquisa direta (2019).

. A análise da variância identificou que houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) na sazonalidade quanto aos pontos P1, P2 e P4. Os valores de nitrogênio durante a estação seca tendem a ser maiores devido aos processos de decomposição da matéria orgânica, que libera compostos nitrogenados, indicando poluição orgânica por despejos domésticos (WETZEL, 1993; ESTEVES, 1998; VASCO et. al, 2011).

As médias do pH ao longo do período de monitoramento revelaram uma condição básica para as águas do córrego da microbacia. Todas as médias apresentaram-se em acordo com o estabelecido pela legislação (valores na faixa de 6 a 9). Segundo Lima (2001) na grande maioria dos cursos d'água o pH varia entre 6 e 8, podendo isto ser alterado após períodos chuvosos e com intensa precipitação.

No geral, os valores de pH observados diferiram quanto a sazonalidade, apresentando redução nos valores para a estação chuvosa (Figura 14).

Figura 14 - Variação sazonal dos valores de pH nos pontos de monitoramento da microbacia



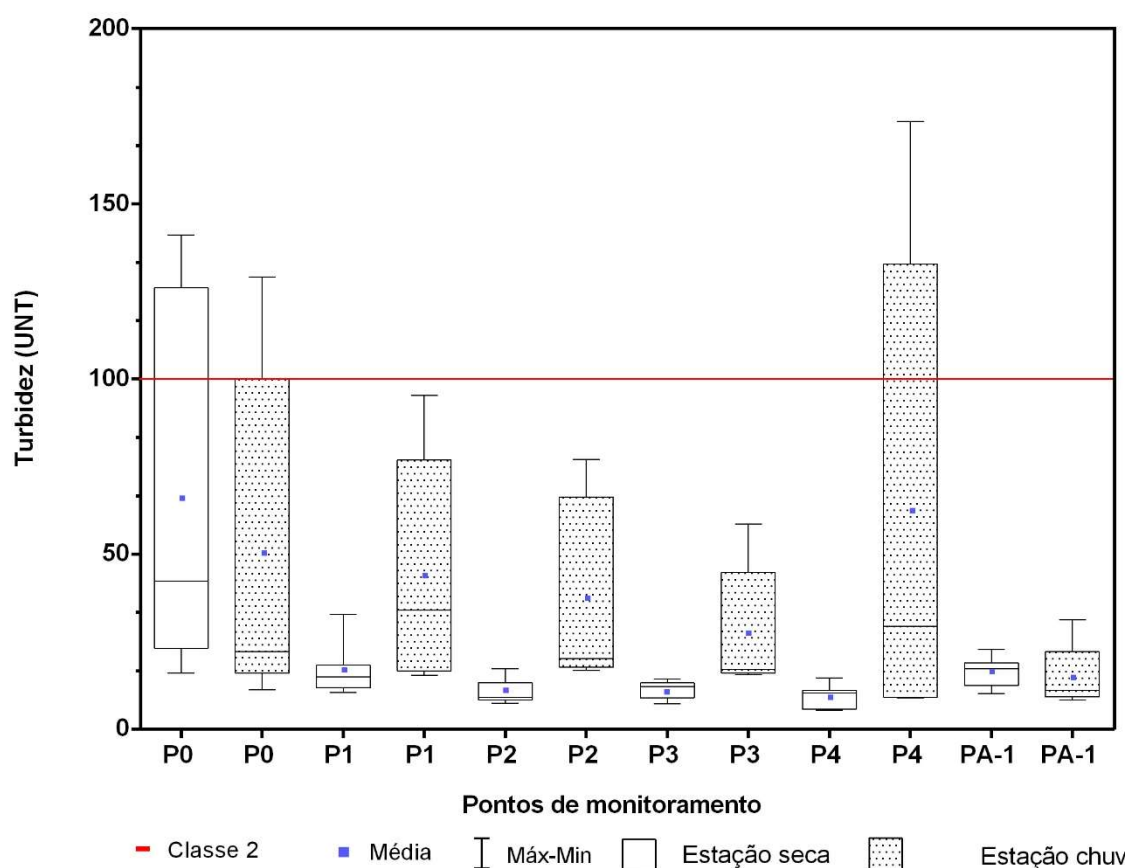
Fonte: Pesquisa direta (2019).

A análise demonstrou diferença significativa entre as estações ( $p < 0,05$ ) para todos os pontos, exceto P0 e PA-1. De acordo com Oliveira et al. (2009) o pH é

influenciado diretamente pela quantidade de matéria orgânica a ser decomposta, portanto, quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menores os valores de pH, devido a biodegradação, que produz gás carbônico. Tal fato é similar ao encontrado para a microbacia para os pontos P1, P2, P3 e PA-1, pois para a estação chuvosa são encontrados os maiores valores de DBO e menores valores de pH.

Para a variável turbidez, as médias para todos os pontos durante o período de monitoramento atendem o limite estabelecido pela legislação (máximo de 100 UNT). No geral, os valores de turbidez durante o período de monitoramento são maiores na estação chuvosa, como observado na Figura 15.

Figura 15 - Variação sazonal dos valores de turbidez nos pontos de monitoramento da microbacia



Fonte: Pesquisa direta (2019).

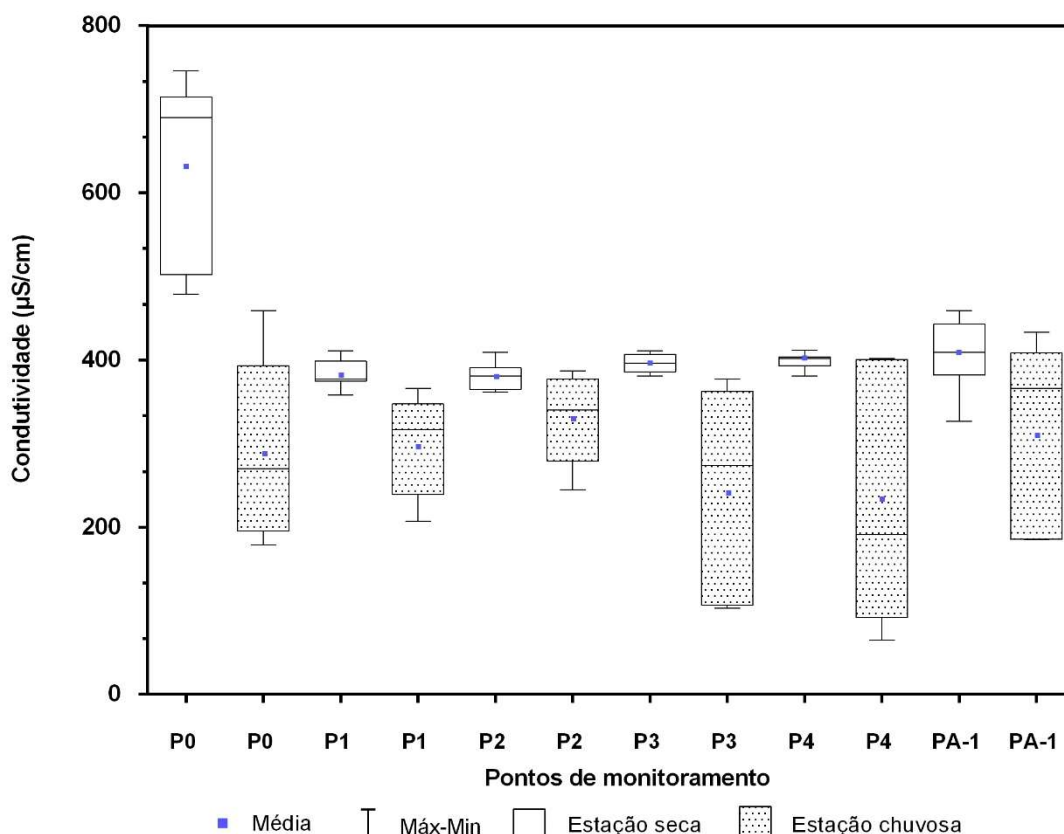
Os pontos P0 e P4 foram os que apresentaram os maiores valores da variável durante o período de estudo 141,08 UNT e 173,58 UNT, respectivamente. Para o ponto P0 este valor é referente ao mês de setembro que apresentou baixa

precipitação, o que pode indicar que o aumento da turbidez está associado a uma maior concentração de nutrientes. Já o ponto P4 apresentou este valor elevado em março, mês com a maior precipitação acumulada durante o período de monitoramento, indicando a relação com o material em suspensão decorrente do carreamento de material sólido para o leito do corpo hídrico durante as chuvas (OLIVEIRA et al., 2008).

Os pontos P0 e PA-1 apresentam redução não significativa ( $p < 0,05$ ) durante a estação chuvosa. Um resultado associado ao lançamento de efluentes nos pontos, que na estação chuvosa apresentam uma maior diluição das partículas, podendo este fator ser mais significativo que o carreamento de material ao longo da microbacia.

A variável condutividade elétrica apresentou as maiores médias para os pontos P0 (489,76  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e PA-1 (368,50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e menores médias para os pontos P3 (331,50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e P4 (331,02  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). No geral, os valores de condutividade apresentaram-se menores durante a estação chuvosa, como apresentado na Figura 16.

Figura 16 - Variação sazonal dos valores de condutividade nos pontos de monitoramento da microbacia



Fonte: Pesquisa direta (2019).

De acordo com Deberdt (2006) a condutividade é um parâmetro que pode contribuir para a possível detecção de impactos ambientais que estejam ocorrendo, seja por conta de lançamentos de resíduos industriais, mineração ou esgotos. A partir disto, é possível associar os resultados do parâmetro encontrados para os pontos P0 e PA-1 com as descargas constantes de efluentes domésticos nestes pontos.

Sardinha et. al (2008) realizaram um trabalho comparando a qualidade da água do Rio Ribeirão do Meio, em São Paulo, em pontos das nascentes do rio e em pontos após a cidade do Leme. Os autores observaram que os valores de condutividade elétrica nas nascentes eram bem inferiores aos valores encontrados após a cidade, comprovando a influência do lançamento de efluente doméstico, já que a cidade não possui sistema de tratamento de esgoto.

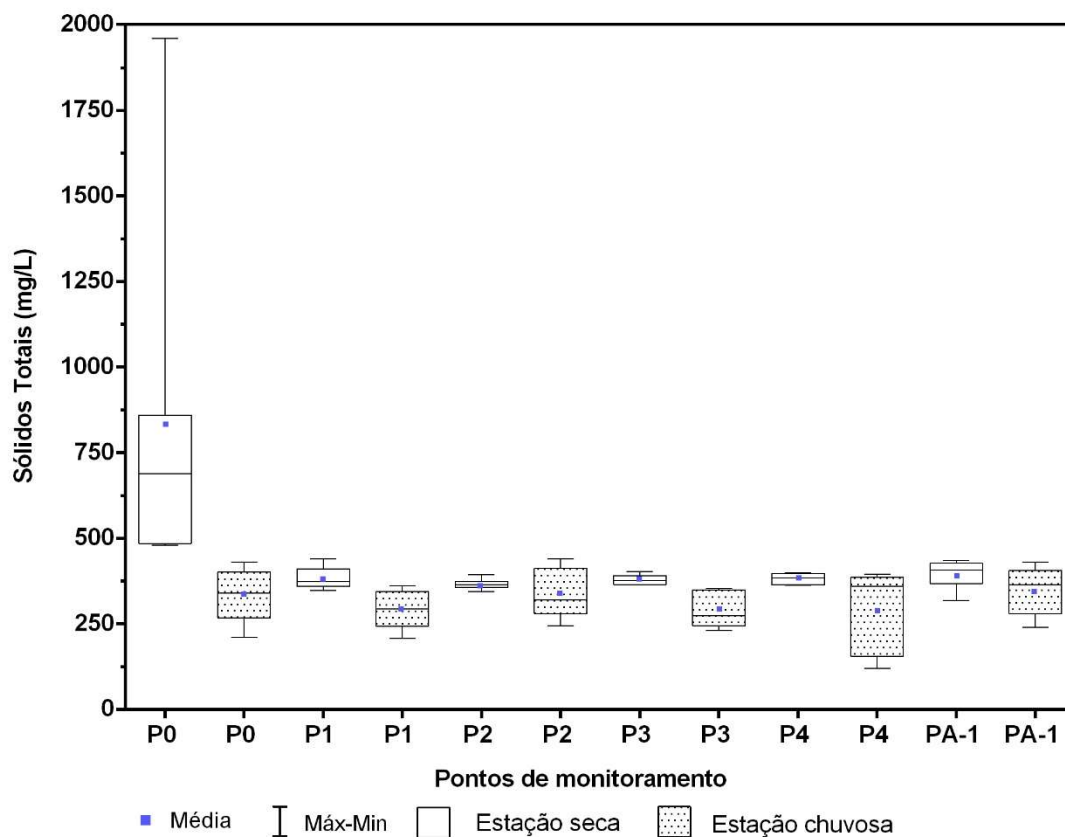
A análise da variância apresentou uma redução significativa de sazonalidade ( $p < 0,05$ ) com redução nos valores durante o período chuvoso. A diminuição do volume d'água do período seco pode estar relacionada aos maiores valores de condutividade nesta estação, devido a uma maior concentração de sais na água. Araújo et al. (2018) encontrou resultados similares nas águas de microbacias na Região Metropolitana de São Paulo.

Para a variável sólidos totais foram observados comportamentos similares a variável condutividade apresentando as maiores médias nos pontos P0 (626,75 mg/L) e PA-1 (375,08 mg/L) e as menores médias referentes aos pontos P3 (343,58 mg/L) e P4 (343,42 mg/L).

As maiores médias para os pontos P0 e PA-1 podem ser relacionadas com o despejo de efluentes domésticos sendo então a matéria orgânica a principal responsável pelos valores elevados de sólidos totais nestes pontos. Fia et. al (2015) ao realizarem um estudo da qualidade da água do Ribeirão Vermelho e seus afluentes encontraram uma diferenciação entre os valores encontrados para os afluentes do Ribeirão Vermelho em relação ao mesmo, onde os afluentes apresentaram maiores valores de sólidos totais pelo fato de estarem localizados em áreas estritamente urbanizadas onde acabam recebendo muitos resíduos sólidos urbanos e resíduos da construção civil.

Conforme a Figura 17, pode ser observado uma redução dos valores de sólidos totais durante o período chuvoso com variância significativa de sazonalidade ( $p < 0,05$ ) para os pontos P0 e P1

Figura 17 - Variação sazonal dos valores de sólidos totais nos pontos de monitoramento da microbacia



Fonte: Pesquisa direta (2019).

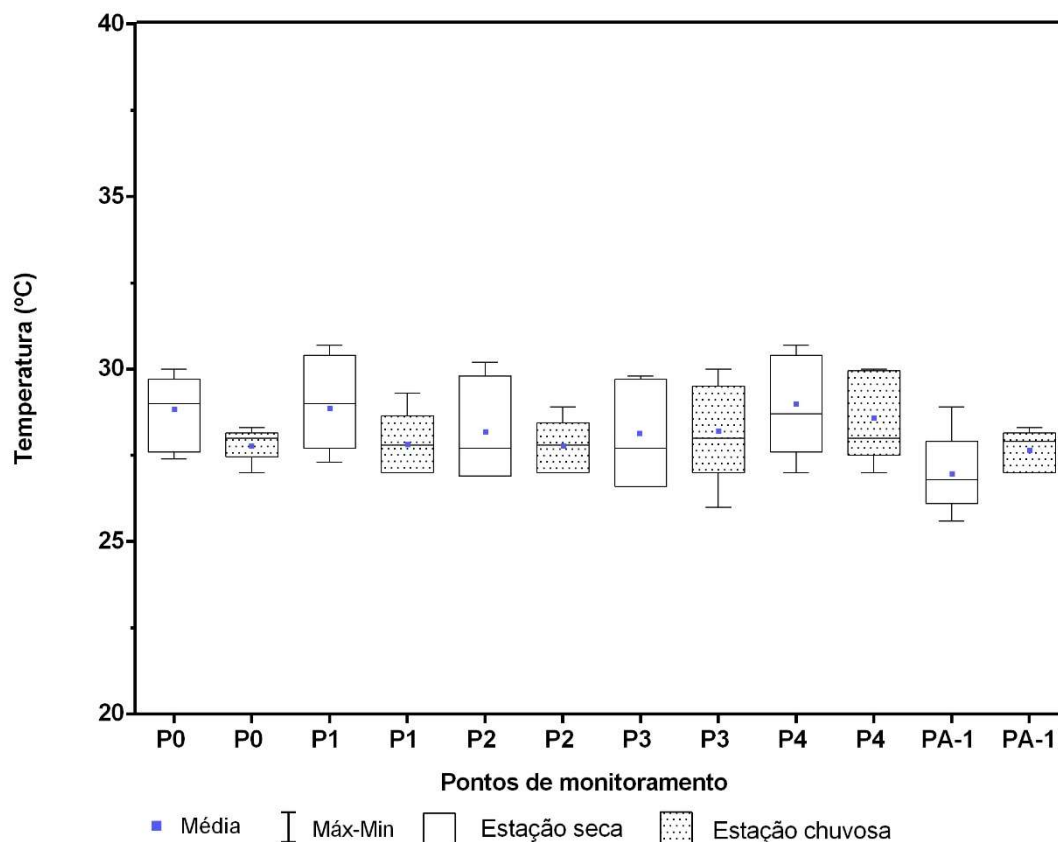
Assim como observado para a condutividade, os maiores valores para os sólidos totais durante a estação seca estão relacionados com a redução do volume d'água contribuindo para uma maior concentração de sais e nutrientes na água. Para todos os pontos este fator parece se sobressair em relação ao carreamento de materiais sólidos pelos volumes de chuva durante a estação chuvosa.

As variações dos valores de temperatura estão relacionadas principalmente com a presença ou ausência de sombra nos pontos de monitoramento e o horário de coleta. A maior média foi apresentada pelo ponto P4 (28,83°C), último ponto a ser coletado, e a menor média foi apresentada pelo ponto PA-1 onde existe o impedimento da entrada de raios solares devido a presença de árvore de grande porte no local.

No geral é possível observar uma redução nas médias de temperatura para a estação chuvosa, conforme pode ser observado na Figura 18.



Figura 18 - Variação sazonal dos valores de temperatura nos pontos de monitoramento da microbacia



Fonte: Pesquisa direta (2019)

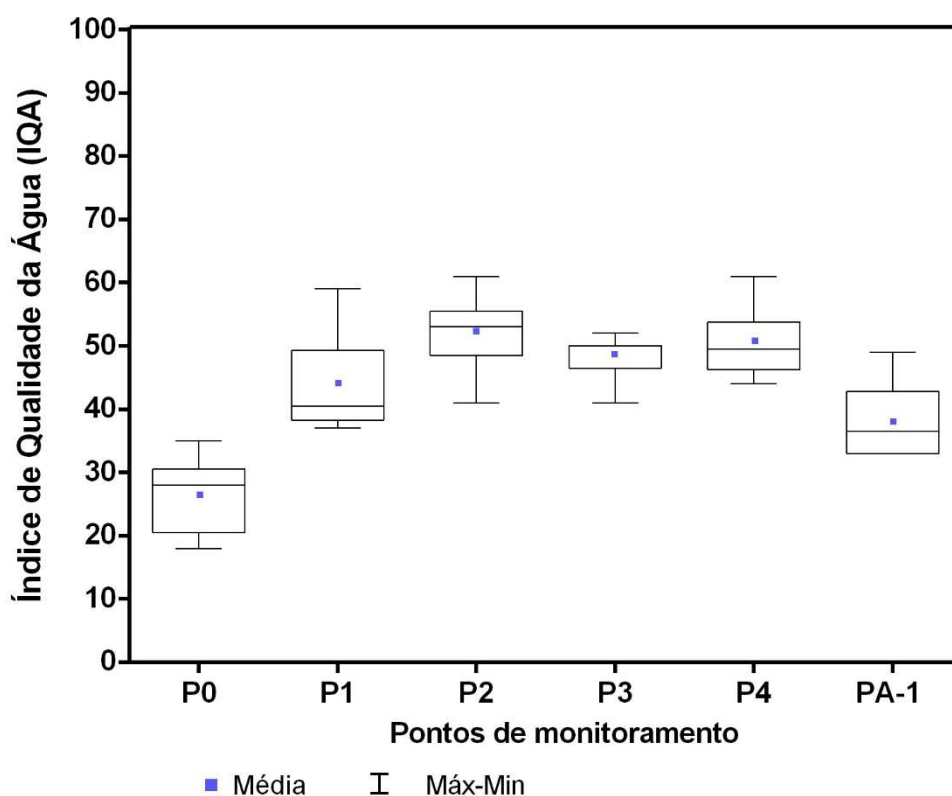
A análise da variância apresentou ausência de efeito significativo da sazonalidade ( $p < 0,05$ ) para a variável temperatura em todos os pontos monitorados. Os pontos P0, P1, P2 e P4 apresentaram médias de temperaturas menores durante a estação chuvosa. Este resultado pode estar relacionado a temperatura do ar que no período chuvoso tende a ser mais amena.

Para os três primeiros pontos as menores temperaturas se relacionam também com o horário de coleta já que as temperaturas são mais amenas nas primeiras horas do dia. Para o ponto P4 a redução na média de temperatura na estação chuvosa está relacionada principalmente com a presença da vegetação densa no entorno do ponto, o que dificulta a entrada dos raios solares amenizando a temperatura no local. O aumento de temperatura durante o período chuvoso no ponto P3 é de apenas 0,01° C.

## 5.4 Índice de Qualidade da Água

Os valores correspondentes a escala do Índice de Qualidade de Água (IQA), para o período de monitoramento de dezembro de 2018 a novembro de 2019, estão apresentados na Figura 19.

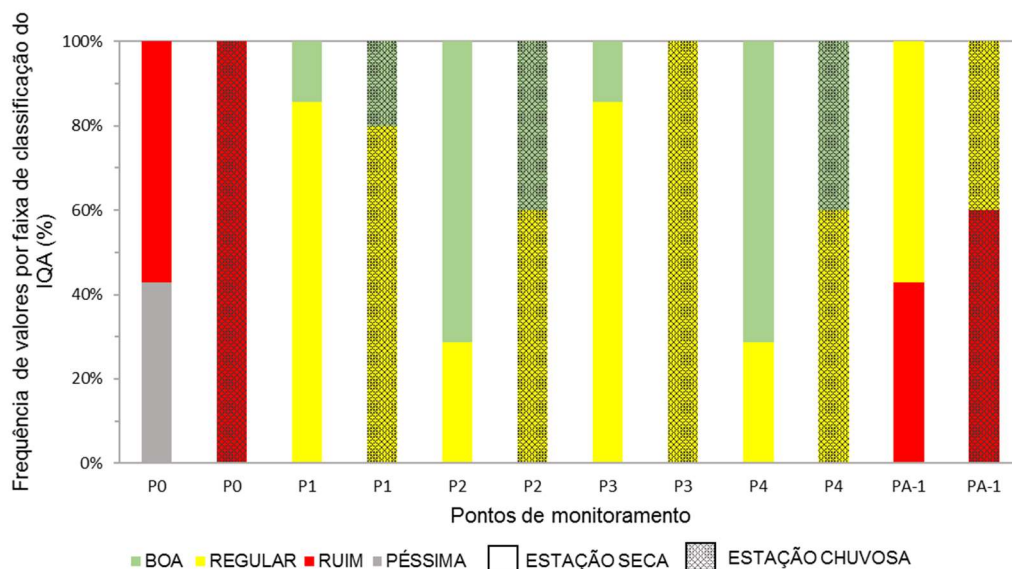
Figura 19 - Variação dos valores de Índice de Qualidade de Água nos pontos de monitoramento da microbacia



Fonte: Pesquisa direta (2019).

Os resultados permitiram interpretar a qualidade da água frente ao IQA, apontando uma degradação na qualidade da água para o ponto P0, coincidindo com a maior quantidade de variáveis em não conformidade com a Resolução CONAMA 357/2005. Os pontos P1, P3, P4 e a PA-1 obtiveram classificação “regular” e o ponto P2 apresentou classificação “boa”, o que demonstra uma capacidade de reestabelecimento da qualidade da água no corpo hídrico. A Figura 20 apresenta a variação sazonal do IQA para os pontos monitorados.

Figura 20 - Variação sazonal da frequência de valores por faixa de classificação do IQA (%) nos pontos de monitoramento da microbacia



Fonte: Pesquisa direta (2019).

Os valores de IQA apresentam uma redução não significativa ( $p < 0,05$ ) na qualidade da água durante o período chuvoso em todos os pontos de monitoramento, exceto nos pontos P0 e P1. Este resultado está associado ao aumento da poluição difusa que elevou os valores e *E. coli* durante o período de chuvas. Toledo e Nicolella (2002) encontraram resultados semelhantes em águas de microbacias com diferentes usos, onde houve uma maior deterioração da água no período chuvoso.

O ponto P0 apresentou IQA médio de 27, sendo categorizado como “ruim” e “péssimo”. Este resultado decorre dos altos valores das variáveis *E. coli*, DBO, fósforo, turbidez e condutividade que o ponto apresentou durante o período de monitoramento, consequência do recebimento do fluxo constante de uma rede de drenagem que drena uma região com ausência de serviços de esgotamento sanitário, o que contribui de forma significativa para a degradação da qualidade da água no ponto. A análise da variância demonstrou uma diferença sazonal significativa ( $p < 0,05$ ) com melhoria na qualidade da água deste ponto durante a estação chuvosa. Este resultado deve-se a redução dos valores das variáveis DBO, fósforo e nitrato indicando uma maior diluição das cargas poluidoras durante o período de chuvas.

Os índices de IQA para os pontos P1 e P2 figuram oscilantemente entre as categorias “regular” e “boa”, tendo o ponto P2 apresentado a maior média de IQA (52) demonstrando uma capacidade de reestabelecimento na qualidade de água do corpo hídrico, um resultado associado a pouca interferência antrópica no trajeto entre P1 e P2. Para o ponto P1 a análise da variância demonstrou uma melhoria não significativa ( $p < 0,05$ ) na qualidade da água durante o período chuvoso, um comportamento decorrente da influência do ponto P0 sobre este ponto.

A classificação do ponto PA-1 oscila entre as categorias “ruim” e “regular” apresentando um IQA médio de 38. A degradação da qualidade da água observada neste ponto está associada a influência da interferência antrópica no afluente, que sofre constantemente com o lançamento de esgotos domésticos em suas águas. O ponto P3 apresenta uma pior situação em relação aos pontos P1 e P2 sendo classificado como “regular” com IQA médio de 49, um comportamento associado a incorporação das águas vindas do afluente, representado pelo ponto PA-1.

O ponto de exutório da microbacia, representado por P4, apresentou um valor de IQA de 51 sendo classificado como “regular”, um resultado que demonstra novamente a capacidade de autodepuração do corpo hídrico quando em condições naturais, uma situação observada para este ponto que apresenta pouca interferência antrópica e presença de vegetação.

### **5.5 Saneamento básico e saúde humana na microbacia**

A escolha das doenças estudadas (Doenças Diarreicas Agudas e as arboviroses - dengue, febre chikungunya e zika) deu-se em virtude de já serem acompanhadas pela vigilância epidemiológica do município. Além de serem doenças transmitidas por vetores que se reproduzem em águas acumuladas e estão intrinsecamente relacionadas à falta ou ineficiência dos serviços de saneamento.

A apresentação dos dados relativos ao bairro Morada do Sol, localizado na zona leste da Capital a 10,1 km de distância da microbacia, representa a condição ideal de saneamento, já que o mesmo possui infraestrutura adequada de serviços de esgotamento sanitário.

Sendo assim, os dados de incidência das doenças de veiculação hídrica para a microbacia, para o município de Teresina e para o bairro Morada do Sol estão apresentados na Tabela 9, e referem-se aos anos de 2017 a 2019.

Tabela 9 – Incidências anuais das principais doenças na Microbacia, no Bairro Morada do Sol e no Município de Teresina-PI (casos/100.000 habitantes)

		2017	2018	2019
Dengue	Microbacia	232,2	48,2	566,7
	Morada do Sol	163,8	36,4	245,7
	Teresina	522,9	178,8	645,2
Febre Chikungunya	Microbacia	290,9	26,5	68,0
	Morada do Sol	218,3	36,4	72,8
	Teresina	434,5	64,1	91,5
Zika	Microbacia	22,5	4,1	20,4
	Morada do Sol	18,2	0,0	36,4
	Teresina	29,4	5,8	8,5
Doenças Diarreicas	Microbacia	329,4	571,7	18,6
	Morada do Sol	0,0	0,0	0,0
	Teresina	6496,0	6339,9	6341,1

Fonte: Elaborado com base nos dados da FMS Teresina, 2020.

Durante o período de estudo observa-se que os menores valores de incidência de arboviroses são relativos ao ano de 2018, um comportamento condizente com o verificado em todo o Piauí, que apresentou uma redução de 66,7% de casos de dengue e 91,5% de casos de Febre Chikungunya em relação ao ano de 2017, um resultado associado a intensificação de ações de combate ao vetor transmissor dessas doenças (CIDADE VERDE, 2018).

O ano de 2019 apresentou um aumento das incidências das arboviroses, um resultado que pode estar aliado as condições de precipitação e clima na cidade de Teresina, já que o aumento das chuvas é um fator determinante para o surgimento de casos de arboviroses. Apesar de o ano de 2018 ter apresentando uma precipitação acumulada (1593,3 mm) maior que o ano de 2019 (1268,5 mm), a sua maior precipitação recai sobre o mês de dezembro (370,6 mm) que acabou gerando seus efeitos no acréscimo do número de casos de arboviroses apenas no início de 2019 (INMET, 2019).

As maiores incidências de arboviroses recaem sobre a dengue, especialmente no ano de 2019. O aumento da incidência de dengue neste ano em relação ao anterior representou um acréscimo de pouco mais de 518 casos notificados somente na área

da microbacia. Este comportamento foi observado em todo o Brasil, pois, segundo o Ministério da Saúde a média de casos de dengue em 2019 aumentou em 599,5% em relação a 2018, uma situação possivelmente ocasionada pela recirculação de um subtipo do vírus da dengue que durante os últimos anos havia apresentado baixa predominância (BRASIL, 2019; MOREIRA, 2019). Para a Febre Chikungunya e Zika as maiores incidências são observadas no ano de 2017, um resultado aliado aos efeitos da ocorrência de uma epidemia dessas doenças nos anos 2015 e 2016.

A dinâmica das arboviroses nas áreas estudadas indica que o aumento do número de casos notificados possui uma relação direta com o percentual de área dos bairros inserida na microbacia, pois as maiores incidências de arboviroses na microbacia, em torno de 295 casos/100.00 habitantes para o caso da dengue, recaem sobre os bairros Morada Nova e Três Andares, que também possuem as maiores áreas, representando juntos 67,18% da área da microbacia. Para os bairros Catarina e Triunfo que possuem o menor percentual de área, a média de incidência de arboviroses é bem menor chegando a ser de 0 casos/100.000 habitantes no caso da Zika.

Outro fator que demonstra ser relevante para o aumento das notificações de arboviroses é a proximidade com o corpo hídrico da microbacia que permeia justamente entre os bairros Três Andares e Morada Nova. Durante o período de chuvas esse fator pode ser ainda mais atuante, pois o aumento do volume do corpo d'água propicia o acúmulo de água facilitando a formação de poças, além do mais, ao longo do córrego há a presença de resíduos sólidos, uma situação que favorece ainda mais a proliferação do vetor transmissor dessas doenças.

Silva e Machado (2018) realizaram um estudo sobre as associações entre a dengue e variáveis socioambientais nas capitais do Nordeste brasileiro. O estudo indicou uma alta correlação entre os casos de dengue e o total anual de resíduos públicos urbanos coletados por todos os tipos de agentes, também foram observadas correlações entre a dengue e indicadores de saneamento básico, principalmente os índices de tratamento de água e de esgoto.

A microbacia apresentou uma incidência de zika de 20,4 casos/100.000 habitantes no ano de 2019, um aumento de 140,00% em relação a incidência para Teresina. Este resultado está relacionado com as condições de vida e moradia inadequadas, onde há o lançamento de esgotos no canal aberto, resultando em condições propícias para a proliferação do vetor das arboviroses. De acordo com

Chade (2016) a população mais pobre e marginalizada tende a sofrer mais com a carga adicional da zika, sendo necessária a melhoria das condições relacionadas à água e ao saneamento nas áreas mais vulneráveis.

É importante citar que uma das maiores consequências da infecção pelo vírus da zika é o nascimento de crianças com microcefalia, onde durante os últimos anos houve um aumento considerável nos casos de microcefalia associados a esta infecção no Brasil, sendo a região Nordeste a que mais apresentou casos de microcefalia associado ao vírus da zika, concentrando 88,4% dos casos. Desta forma, pode-se sugerir que há uma relação entre a falta de saneamento adequado e a presença de microcefalia derivada da infecção por zika.

Um estudo realizado no Brasil trouxe a explicação de que a relação supracitada pode estar condicionada à presença de cianobactérias na água consumida, sendo que a presença dessas bactérias facilita a entrada do vírus no cérebro, o que pode induzir a má formação do bebê durante seu desenvolvimento. O estudo apontou que o principal problema se dá pela constante presença de cianobactérias nos reservatórios de água do Nordeste, devido a ineficiência dos serviços de esgotamento sanitário (CIENTISTAS, 2019).

No geral, as médias anuais de incidência das arboviroses Dengue e Febre Chikungunya na microbacia foram mais elevadas que as médias anuais encontradas para o bairro Morada do Sol, podendo inferir que há uma maior vulnerabilidade da microbacia em relação a essas doenças. Quanto a Zika a incidência média anual no Morada do Sol (18,19 casos/100.000 habitantes) foi maior que na microbacia (15,64 casos/100.00 habitantes) e ainda foram observadas algumas inconsistências, representadas pelas incidências de Febre Chikungunya nos anos 2018 e 2019 e Zika no ano de 2019 que se apresentaram maiores no bairro. Este resultado pode estar relacionado com o maior poder aquisitivo da população residente no Morada do Sol que está localizado em uma zona nobre de Teresina. A disponibilidade de piscinas, o maior uso de descartáveis e o hábito de cultivar plantas aquáticas podem se constituir em importantes criadouros do vetor.

Em relação as Doenças Diarreicas Agudas (DDA) observou-se que Teresina apresenta uma incidência média anual alta (6.932,30 casos/100.000 habitantes). Um resultado que tem relação direta com a carência de serviços de saneamento básico que a capital apresenta, contando com apenas 23,5 % da sua população atendida com coleta e tratamento de esgoto doméstico (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2018).

A incidência média na microbacia (306,59 casos/100.00 habitantes) apresenta-se muito abaixo da incidência média encontrada para Teresina (6.392,30 casos/100.000 habitantes). Este resultado está associado ao estabelecimento de saúde de origem das notificações. Para a cidade de Teresina, as incidências foram calculadas levando em consideração as notificações de todos os estabelecimentos de saúde da cidade. Já para a microbacia, devido a FMS Teresina disponibilizar as notificações de DDA por estabelecimento de saúde, as incidências foram calculadas com base apenas nos casos notificados pelas UBS inseridas na região. Geralmente, ao acometer-se de uma doença diarreica aguda, a população, de imediato, procura as Unidades de Pronto Atendimento (UPA) ou os hospitais de urgência e não as UBS. Este fator pode contribuir para os valores baixos de incidência das DDA na microbacia.

Em relação ao período estudado, as incidências de DDA na microbacia apresentaram-se maiores no ano de 2018, um resultado associado ao grande acumulado de chuvas durante esse ano. Seguindo essa tendência, era esperado que o ano de 2019 também apresentasse incidência maior, entretanto, a incidência foi de apenas 18,6 casos/100.000 habitantes. Este resultado é decorrente da ausência de dados de notificação por parte de uma das UBS localizadas na área de abrangência da microbacia (UBS Três Andares), o que inferiu na redução de número de casos durante o ano de 2019.

O maior número de casos notificados de doenças diarreicas na microbacia recai sobre a UBS Nossa Senhora da Paz, localizada na Vila da Paz, uma região que pertence ao Bairro Três Andares. O menor número de casos, igual a zero, recai sobre a UBS Santa Isabel, localizada no bairro Morada do Sol. Para o bairro Morada do Sol, a ausência de casos notificados de DDA indica a eficiência dos serviços de esgotamento sanitário na redução dessas patologias. Já para a UBS Nossa Senhora da Paz o maior número de casos notificados pode indicar a interferência das condições de degradação da qualidade da água, visto que a mesma se localiza na região mais próxima do córrego. A presença de moradias próximas às margens do córrego propicia o contato dos moradores com a água, podendo levar a contaminação, principalmente nos períodos de chuva onde o nível de água do corpo hídrico aumenta ocorrendo por vezes eventos de alagamento nessas residências.



## 6 CONCLUSÃO

A área da microbacia estudada apresenta um elevado grau de ocupação urbana sendo a classe de uso da terra Área construída a que possui maior representação. A caracterização morfométrica demonstrou que a mesma possui suscetibilidade a eventos de enchentes e inundações, revelando uma vulnerabilidade da população residente na microbacia. A área apresenta baixa cobertura de rede de esgoto, onde as residências ainda não atendidas pelo serviço podem representar fontes potenciais de poluição para o corpo d'água. Ao longo do córrego, verifica-se uma pior qualidade das águas nos pontos P0 e PA-1, aos quais recebem maior carga de poluentes, devido o lançamento de efluentes no canal. Desta forma, afere-se, que lançamento de efluentes no córrego afeta diretamente a qualidade da água da microbacia, principalmente na estação chuvosa.

Os resultados do estudo sobre a saúde indicaram uma vulnerabilidade da população da microbacia em relação as arboviroses Dengue e Febre Chikungunya, o que demonstra a relação entre a ausência de saneamento e a incidência de doenças de veiculação hídrica na microbacia, revelando as condições de ocupação e a degradação da qualidade da água como os principais fatores para o aumento do número de casos notificados.

Dessa forma, demonstra-se a necessidade de implantação de uma infraestrutura urbana adequada na microbacia, com evolução dos serviços de esgotamento sanitário e de coleta e limpeza urbana, visando a melhoria da qualidade da água e das condições ambientais da área. É importante ressaltar que o Projeto de urbanização e revitalização da Vila da Paz abrange esses serviços e se bem executado trará um grande ganho de qualidade de vida para os moradores da região.

## REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. 1987.

ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M. BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J.T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amazônica**, v. 42, n. 1, p. 115-124, 2012.

AMARAL, L.A. do; NADER FILHO, A.; ROSSI JUNIOR, O.D.; FERREIRA, F.L.A.; BARROS, L.S.S. (2003) Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Revista de Saúde Pública**, v. 37, n. 4, p. 510-514.

AMARAL, Nathalia. Teresina registra o maior acumulado de chuva em dezembro em 29 anos. **Portal do dia**, Teresina, 15, dezembro de 2018. Disponível em: <https://www.portalodia.com/noticias/teresina/teresina-registra-o-maior-acumulado-de-chuva-em-dezembro-em-29-anos-348212.html>. Acesso em: 23 ago. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Cuidando das águas**: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. 2º ed. Brasília: ANA, 2013. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2013/CuidandoDasAguasSoluca2aEd.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Cuidando das águas**: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. 2º ed. Brasília: ANA, 2013. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2013/CuidandoDasAguasSoluca2aEd.pdf>. Acesso em: 01 jun. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Indicadores de qualidade - Índice de Qualidade Das Águas (IQA)**. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 03 jul. 2019b.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **PNQA**. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov.br/pnqa.aspx>. Acesso em: 30 dez. 2019a.

ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, F.; ALMEIDA, F.; BONGIONANI, M.; SHENEIDER, R.. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 1, 2016.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination Water and Wastewater**. 21. ed. Washington: American Public Health Association, 2005, 1083p.

ARAÚJO, L.A.; HAMBURGER, D. S.; JESUS, T. A.; BENASSI, R. F.; CICCIO, V. Relação entre a qualidade da água e o uso do solo em microbacias do reservatório Billings, na região metropolitana de São Paulo – SP. **REGA – Porto Alegre**, v. 15, e. 2, 2018.

BASTOS, S.; BETARELLI JUNIOR, A.; GOMES, B.; DINIZ, J. Evidências entre a Qualidade das Bacias Hidrográficas e as Características dos Municípios de Minas Gerais. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v 56, n.1, p.143-162, 2018.

BENINI, Rubens de Miranda; MENDIONDO, Eduardo Mario. **Urbanização e Impactos no Ciclo Hidrológico na Bacia do Mineirinho**. Floresta e Ambiente. Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo – USP, São Carlos/SP, Brasil. 2015.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, D. F., p. 470, 09 jan. 1997.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Mais de mil cidades podem ter surto de dengue, zika e chikungunya**, 2018. Disponível em: <http://www.saude.gov.br/noticias/agencia-saude/43454-brasil-pode-ter-aumento-de-casos-de-dengue-zika-e-chikungunya>. Acesso em: 10 set. 2019.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Ministério da Saúde lança campanha de combate ao Aedes aegypti**. 2019. Disponível em: <http://www.saude.gov.br/noticias/agencia-saude/45788-ministerio-da-saude-lanca-campanha-de-combate-ao-aedes-aegypti-12-09-2019>. Acesso em: 10 set. 2019.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, D. F., p. 58-63, 18 mar. 2005.

BRITES, A. P. Z.; GASTALDINI, M. do C. C. Avaliação da Carga Poluente no Sistema de Drenagem de Duas Bacias Hidrográficas Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 4, 2007. p. 211-221.

BUCCI, M. H. S; DE OLIVEIRA, L. F. C. de. Índices de qualidade da água e de estado trófico na Represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). **Ambiente & Água**, v. 9, n. 1, P. 130-148, 2014.

CALHEIROS, Rinaldo de Oliveira. et al. **Cadernos da Mata Ciliar**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Departamento de Proteção da Biodiversidade. - N 1 - São Paulo, 2009.

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; Martins, S. V. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v.30, n.2, p.241-248, 2006.

CARVALHO, Rinaldo C. Análise matemática de investimentos em processos de despoluição de bacias hidrográficas. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais). Universidade Federal do Paraná. 2005.

CARVALHO, A. de P.; BALDUINO, Â. R.; MACIEL, G. F.; PICANÇO, A. P. (2016) Avaliação da poluição em rios utilizando índices de qualidade da água: um estudo de caso no Ribeirão São João em Porto Nacional–TO. *Geociências* (São Paulo), v. 35, n. 3, p. 472-484, 2016.

CIDADE VERDE (2018). Em 2018 no Piauí, casos de Chikungunya caíram 90% e dengue, 65%. Disponível em: < <https://cidadeverde.com/noticias/291004/em-2018-no-piaui-casos-de-chikungunya-cairam-90-e-dengue-65>>. Acesso em: 03 mar. 2020.

CECÍLIO, R.A.; REIS, E.F. **Apostila didática**: manejo de bacias hidrográficas. Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Rural, 2006. 10p.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo-2017**. São Paulo: CETESB, 2018.

Disponível em:

<https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/wpcontent/uploads/sites/12/2018/06/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 04 mar. 2019.

CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia. 2ª ed. São Paulo: Edgar Blücher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. **Notícia Geomorfológica**, n. 18, p. 35-64, 1969.

CIENTISTAS estudam por que Nordeste foi região com mais casos de microcefalia associados ao vírus da zika. **G1**, 01 de set. de 2019. Disponível em:

<https://g1.globo.com/fantastico/noticia/2019/09/01/cientistas-estudam-por-que-nordeste-foi-regiao-com-mais-casos-de-microcefalia-associados-ao-virus-da-zika.ghtml>. Acesso em: 10 set. 2019.

COELHO, S. C.; DUARTE, A. N.; AMARAL, L. S.; DOS-SANTOS, P. M.; SALLES, M. J.; SANTOS, J. A. A.; SOTERO-MARTINS, A. Monitoramento da água de poços como estratégias de avaliação sanitária em comunidade rural na Cidade de São Luís, MA, Brasil. **Revista Ambiente Água**. v. 12, n.1, 2017.

CURADO, A. L.; OLIVEIRA, C. de C.; COSTA, W. R.; ANHÊ, A. C. B. M.; SENHUK, A. P. M. dos S. Urban influence on the water quality of the Uberaba River basin: an ecotoxicological assesmente. **Revista Ambiente e Água**, v. 13, n. 1, 2018.

DEBERDT, A. J. Qualidade de Água. Disponível em < <https://educar.sc.usp.br:4343/biologia/prociencias/qagua.htm>>. Acesso em 25 set. 2019.

DORIGUEL, F.; CAMPOS, S.; JUNIOR, O. D. Caracterização morfológica da microbacia do Córrego Maria Pires, Santa Maria Da Serra, Estado De São Paulo, Brasil. **Revista Energia na Agricultura**, v. 30, n. 4, 2015, p. 372-377.

ESTEVEZ, F. A. Fundamentos da Limnologia. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FIA, R.; TADEU, H.C.; MENEZES, J. P. C.; FIA, F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. (2015) Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, n. 1, 2015, p. 267-275.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Texto, 2008.

FONTES, Andréia Reis. **Análise socioambiental da microbacia do Rio Caiçá no perímetro urbano de Simão Dias – SE**. São Cristóvão, SE. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado. Universidade Federal de Sergipe, 2016.

FREITAS, R. O. Textura de drenagem e sua aplicação geomorfológica. *Boletim Paulista de Geografia*, v. 11, p. 53-57, 1952.

GROTT S.C.; HARTMANN, B.; SILVA FILHO H.H.; FRANCO, R.M.B.; GOULART, J. A. G. Detecção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. na água bruta das estações de tratamento no município de Blumenau, SC, Brasil. **Rev. Ambient. Água**. 2016; 11(3): 689-701.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: a hydrophysical approach to quantitative morphology. *GeolSoc. Am. Bull.* v.56, n.3, p.275-370, 1945.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Bases e referências**. 2015. Disponível em: [ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao\\_do\\_territorio/malhas\\_territoriais/malhas\\_municipais/municipio\\_2\\_015/](ftp://geoftp.ibge.gov.br/organizacao_do_territorio/malhas_territoriais/malhas_municipais/municipio_2_015/). Acesso em: 04 mai. 2019.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2010**. 2010a. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>. Acesso em: 01 ago. 2019.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA **Sinopse por setores**. 2020. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/sinopseporsetores/>. Acesso em : 08 jan. 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual técnico de uso da terra. **2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2006. (Manuais técnicos em geociências nº 7)**

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Teresina**. 2010b. Disponível em: <http://cod.ibge.gov.br/54R>. Acesso em: 01 mai. 2018.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 29 nov. 2019a.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Prognóstico climático de inverno**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=noticia/visualizarNoticia&id=152>. Acesso em: 29 ago. 2019b.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do saneamento**. 2018. São Paulo. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking-2018/realatorio-completo.pdf>. Acesso em: 13 jul.2019.

LANA, C. E.; ALVES, J. M. de P.; CASTRO, P. T. A. Análise morfométrica da bacia do Rio do Tanque, MG - BRASIL. **REM: Revista Escola de Minas**, Ouro Preto, v. 54, n. 2, p. 121-126, 2001.

LIMA, W.P. Manejo de Bacias Hidrográficas. ESALQ, Piracicaba, 1969.

LOPES, I.; LEAL, B. G.; RAMOS, C. M. C. Morphometric characterization of the basin in the semi-arid region of Pernambuco using SRTM data in free software. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 8, n. 1, 2018, p. 31-40.

LOPES, I.; RAMOS, C. M. C.; LEAL, B. G.; LOPES, A. C. Caracterização ambiental espaço-temporal da Bacia Hidrográfica do Rio Pontal no Estado de Pernambuco. **Revista Ambientale**, v. 11, n. 1, 2019.

LOPES, I. Moradores de áreas de risco temem desabamentos em dias chuvosos. 2017. Disponível em < <https://www.portalodia.com/noticias/piaui/moradores-de-areas-de-risco-temem-desabamentos-em-dias-chuvosos-293859.html>>. Acesso em: 30 nov. 2019.

LUSTOSA FILHO, C. Trinta famílias estão alagadas na Vila da Paz após a chuva de hoje. 2009. Disponível em < <https://cidadeverde.com/noticias/50571/trinta-familias-estao-alagadas-na-vila-da-paz-apos-a-chuva-de-hoje>>. Acesso em: 30 nov. 2019.

MACHADO, P. J. de O. Urbanização e qualidade das águas do Córrego Independência, Juiz de Fora – MG. **Revista Equador (UFPI)**, v. 5, n. 5, 2016, p. 20 – 35.

MEDEIROS, Samylle R. M. et al. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 3, p. 711-730, 2016.

MEDEIROS, W.; SILVA, C. E. da; LINS, R. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 13, n. 2, 2018.

Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: synthesis. Washington DC: Island Press; 2005.

MILLER, V.C., 1953. A quantitative geomorphic study of drainage basins characteristic in the Clinch Mountain area. Technical Report.

MONAGHAN, R. M. et al. 2007. Linkages between land management activities and water quality in an intensively farmed catchment in southern New Zealand. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, New Zealand, v. 118, p. 211-222.

MORAES, D.S.L. & JORDÃO, B.Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, v. 36, n. 3, 2002, p. 370-374.

MORAIS, R. C. S.; SILVA, C. E. Diagnóstico ambiental do balneário curva São Paulo no rio Poti em Teresina, Piauí. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 1, 2012.

MOREIRA, L., RODRIGUES, V.A. Análise morfométrica da microbacia da Fazenda Edgárdia – Botucatu (SP). **Eletrônica de Engenharia Florestal**. Garça, v.16, n.1, p.9-21, 2010.

MOREIRA, M. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. Editora UFV. Universidade Federal de Viçosa. 3º Ed. 2007.

MOTA, S. **Gestão Ambiental de Recursos Hídricos**. 3. Ed. atual. e ver. Rio de Janeiro: ABES, 2008.

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

OLIVEIRA, L.C.; GOMES, B.M.; BAUMGARTNER, G.; SEBASTIEN, N.Y. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. **Engenharia Agrícola**, v.28, n.4, p.770-781, 2008.

OLIVEIRA, P. T. S.; SOBRINHO, T. A.; STEFFEN, J. L.; RODRIGUES, D. B. B. Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8. 2010, p. 819-825.

OLIVEIRA, T.M.B.F.; DI SOUZA, L.; CASTRO, S.S.L. Dinâmica da série nitrogenada nas águas da bacia hidrográfica Apodi/ Mossoró - RN - Brasil. **Eclética Química**, v.34, n.3, p.17-26, 2009.

OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Inheriting a sustainable world?** Atlas on children's health and the environment. Geneva: World Health Organization, 2017. Disponível em: [apps.who.int/iris/bitstream/10665/254677/1/9789241511773-eng.pdf](https://apps.who.int/iris/bitstream/10665/254677/1/9789241511773-eng.pdf). Acesso em: 10 jun. 2019.

OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE; UNICEF – FUNDAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA INFÂNCIA. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene**: 2017. Update and SDG Baselines. Geneva: World Health Organization, 2017. Disponível em: <http://who.int/mediacentre/news/releases/2017/launch-version-report-jmp-water-sanitationhygiene.pdf?ua=1>. Acesso em: 01 ago. 2019.

ONU - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DAS NAÇÕES UNIDAS. Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2017). **World Population Prospects: The 2017 Revision, Key Findings and Advance Tables**. Working Paper No. ESA/P/WP/248. Disponível em: [https://esa.un.org/unpd/wpp/publications/Files/WPP2017\\_KeyFindings.pdf](https://esa.un.org/unpd/wpp/publications/Files/WPP2017_KeyFindings.pdf). Acesso em: 01 ago. 2019.

ONU - ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DAS NAÇÕES UNIDAS. **68% of the world population projected to live in urban areas by 2050, says UN**. 2018 Revision. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-PressRelease.pdf>. Acesso em: 01 ago. 2019.

PAIVA, R. F. P. S.; SOUZA, M. F. P. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. **Cad. Saúde Pública**. v.34, n.1, 2018.

PISSARA, T. C. T.; RODRIGUES, F. M.; POLITANO, W.; GALBIATTI, J. A. Morfometria de microbacias do córrego rico, afluente do rio mogi-guaçu, estado de São Paulo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 34, n. 4, p. 669-677, 2010.

TERESINA. Plano Diretor de Drenagem Urbana de Teresina. Município de Teresina, Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação, 2012. Concremat Engenharia. Teresina, 2012.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO. Município de Teresina, Secretaria Municipal de Planejamento e Coordenação. Teresina, 2013.

PLANSAB – PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, 2013.

PMT - PREFEITURA MUNICIPAL DE TERESINA. **Mapa de zoneamento urbano de Teresina**. 2015. Disponível em: <http://semplan.teresina.pi.gov.br/wp-content/uploads/sites/39/2018/09/TeresinaMapa-de-Zoneamento-2017.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2019.

PORTO, M. F.A e PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, 2008.

PRÜSS-ÜSTÜN, A.; BOS, R.; GORE F.; BARTRAM, J. Safer water, better health: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. Geneva: **World Health Organization**; 2008.



RABELO, G. C.; NETO, J. B.; FREIRE, R. Qualidade das águas dos córregos urbanos de Presidente Prudente: Análise preliminar. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 03, n. 15, 2015, p. 18 – 38.

RIBEIRO, A. L. P. M; OLIVEIRA, R. C. Impactos da urbanização no sistema hidrológico – inundações no Município de Guarujá – SP. **Revista Geográfica de América Central**, n. especial, 2011, p. 1-12.

SANTANA, D.P. **Manejo Integrado de Bacias Hidrográficas**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 63p. (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 30).

SANTOS, A. M.; TARGA, M. S.; BATISTA, G. T.; DIAS, N. W. Análise morfométrica das sub-bacias hidrográficas Perdizes e Fojo no Município de Campos do Jordão, SP, Brasil. **Revista Ambiente e Água, An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n.3, 2012.

SANTOS, D. B.; VIDOTTO, M. L.; BERTINATTO, R.; MARCON, G. R. S.; FRIGO, E. P. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio São José, Cascavel, PR. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, v. 5, n. 2, p. 7-18, 2012.

SANTOS, K. A.; RUFINO, I. A. A; FILHO, M. N. M. B. Impactos da ocupação urbana na permeabilidade do solo: o caso de uma área de urbanização consolidada em Campina Grande – PB. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, 2017, p. 943-952.

SANTOS, R. F. dos. Planejamento Ambiental: teoria e prática. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184p.

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

SCHUMM, S.A. Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Ambory, New Jersey. **Geological Society of American Bulletin**, v.67, p.597- 646, 1956.

SEMPPLAN - SECRETARIA MUNICIPAL DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO. **SDU SUL**. Disponível em: <http://semplan.teresina.pi.gov.br/sdu-sul/>. Acesso em: 23 ago. 2018b.

SEMPPLAN - SECRETARIA MUNICIPAL DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO. **Teresina que temos**. 2002. Disponível em: <http://semplan.35.193.186.134.xip.io/wpcontent/uploads/sites/39/2015/05/TERESINA-QUETEMOS.pdf>. Acesso em 11 jul. 2019.

SILVA, F. P.; LOURENÇO, E. do S. O. Avaliação qualitativa e índice de qualidade das águas do Arroio Ouro Verde – Foz do Iguaçu – PR. **Revista Cultivando o Saber**, v. 9, n. 1, 2016, p. 51 -69.

SILVA, J. C. B.; MACHADO, C. J. S. Associações entre dengue e variáveis socioambientais nas capitais do Nordeste brasileiro por Análise de Agrupamentos. **Ambiente e Sociedade**, v. 21, 2018.

SILVA, S. de A.; GAMA, J. A. da S.; CALLADO, N. H.; SOUZA, V. C. B. Saneamento básico e saúde pública na Bacia Hidrográfica do Riacho Reginaldo em Maceió, Alagoas. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 4, 2017, p. 699-709.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO.

**Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Disponível em:

<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-eesgotos/diagnostico-ae-2017>. Acesso em 12 jun. 2019.

SOARES, P. F. Projeto e avaliação de desempenho de redes de monitoramento de qualidade de água utilizando o conceito de entropia. Tese de doutoramento – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, USP, São Paulo. 211p. 2001.

SOUZA, M. M. de; GASTALDINI, M. do C. C.. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 263-274, 2014.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Eng Sanit Ambient**. Rio de Janeiro, v. 19, n. 31, 2014.

TAKIYAMA, L. R.; SILVA, A. Q.; COSTA, W. J. P; NASCIMENTO, H.S. Qualidade das águas das Ressacas das Bacias do Igarapé da Fortaleza e do rio Curiaú. In: TAKIYAMA, L. R.; SILVA, A. Q. da (Orgs). **Diagnóstico das ressacas de Estado do Amapá: Bacias do Igarapé da Fortaleza e do Curiaú**. Macapá: CPAQ/IEPA; DGEO/SEMA, 2003. p. 81-104.

TEIXEIRA, D. **Avaliação da qualidade da água e levantamento de custo de tratamento de efluentes visando a recuperação de um sistema eutrofizado (Represa de Salto Grande – Americana/SP)**. 2000. 186 f. Tese (Doutorado) Curso Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

TEIXEIRA, J. C; GUILHERMINO, R. L. Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros, empregando dados secundários do banco de dados indicadores e dados básicos para a saúde. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro , v. 11, n. 3, 2006, p. 277-282.

TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista UNIARA**, n. 20, 2007.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.

TONELLO, K.C. et al. morfometria da bacia hidrográfica da cachoeira das pombas, Guanhães – MG. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.30, n.5, p.849-857, 2006.

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

TUCCI, C. E. M., **Hidrologia: ciência e Aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ ABRH, 2007.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **limnologia**. São Paulo: oficina de textos, 2008. 631p.

VARGAS, R. R.; BARROS, M. S.; SAAD, A. R.; ARRUDA, R. O. M.; AZEVEDO, F. D. Avaliação da qualidade da água e o estado trófico da microbacia do ribeirão Guaraçu, Guarulhos (SP): uma análise comparativa entre áreas rurais e urbanas. **Rev. Ambiente. Água**. v.13, n.2, 2018.

VASCO, A. N. DO; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na subbacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 1, p. 118–130, 30 abr. 2011.

VAZ, N. Chuvas de dezembro atingem marca histórica em Teresina. 2009. Disponível em < <https://www.portalodia.com/noticias/geral/chuvas-de-dezembro-atingem-marca-historica-em-teresina-64931.html>>. Acesso em 27 out. 2019.

VIANA, R.L.; FREITAS, C.M. de; GIATTI, L.L. (2016) Saúde ambiental e desenvolvimento na Amazônia legal: indicadores socioeconômicos, ambientais e sanitários, desafios e perspectivas. *Saúde e Sociedade*, São Paulo, v. 25, n. 1, p. 233-246.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo. São Paulo: Mcgraw-Hill do Brasil, 1975, 245p.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

WANG, E.; LI, H.; HU, H.; PENG, F.; ZHANG, P.; LI, J.. Spatial characteristics and influencing factors of river pollution in China. **Water Environment Research**, 2018.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. Lisboa: Fundação Calouste Goulbekian, 1993. 919 p.

WU, Q; XIA, X.; LI, X.; MOU, X. Impacts of meteorological variations on urban lake water quality: a sensitivity analysis for 12 urban lakes with different trophic states. **Aquatic sciences**, v. 76, n. 3, p. 339-351, 2014.

### APÊNDICE A – DADOS DE ANÁLISE DE ÁGUA

Ponto de monitoramento	P0
Coordenadas UTM/SIRGAS 2000	744579E; 9433057N - Z 23S

	E. coli (NMP/100ML)	DBO (mg/L)	pH	Nitrato (mg/L)	Fósforo (mg/L)	Temperatura (°C)	Turbidez (UNT)	OD (mg/L)	CE (µS/cm)	Sólidos Totais (mg/L)
<b>dez/18</b>	259500	93,75	7,51	0,030	0,006	27,0	70,75	6,60	212	211
<b>jan/19</b>	920800	193,50	6,13	0,142	0,033	28,0	11,25	7,37	179	370
<b>fev/19</b>	1553100	85,17	7,03	0,536	0,153	28,0	22,08	3,07	327	325
<b>mar/19</b>	248100	48,25	7,71	0,018	0,004	28,3	129,08	3,71	270	340
<b>abr/19</b>	209800	31,25	8,15	0,846	0,129	27,9	20,75	4,28	459	431
<b>mai/19</b>	488400	27,25	9,50	0,128	0,520	27,4	42,33	3,03	701	689
<b>jun/19</b>	238200	209,50	8,09	36,769	0,365	28,5	81,42	1,00	715	860
<b>jul/19</b>	193500	40,50	7,90	0,080	0,242	27,6	15,92	3,36	479	480
<b>ago/19</b>	328200	53,00	7,63	23,404	1,874	29,0	126,00	2,34	596	1960
<b>set/19</b>	547500	167,00	7,84	4,302	0,880	29,7	141,08	1,08	690	659
<b>out/19</b>	387000	72,25	7,83	1,156	0,275	30,0	23,08	2,64	502	485
<b>nov/19</b>	980400	64,75	8,07	0,213	0,435	29,7	33,00	3,64	746	711

Fonte: Pesquisa direta (2019).

Ponto de monitoramento	P1
Coordenadas UTM/SIRGAS 2000	745348E; 9433917N - Z 23S

	<b>E. coli (NMP/100ML)</b>	<b>DBO (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Nitrato (mg/L)</b>	<b>Fósforo (mg/L)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>CE (µS/cm)</b>	<b>Sólidos Totais (mg/L)</b>
<b>dez/18</b>	248900	13,70	6,76	0,425	0,004	27,0	58,42	4,44	329	328
<b>jan/19</b>	30500	36,15	6,17	0,665	0,000	28,0	15,33	5,61	366	361
<b>fev/19</b>	20300	19,53	6,74	1,670	0,006	27,0	18,00	6,14	271	280
<b>mar/19</b>	53700	14,35	7,14	0,385	0,002	29,3	95,25	4,18	207	207
<b>abr/19</b>	7900	0,80	7,75	0,523	0,006	27,8	33,92	4,69	317	294
<b>mai/19</b>	6700	3,05	7,79	2,432	0,031	27,3	12,42	5,68	358	348
<b>jun/19</b>	16150	15,35	7,83	41,288	0,036	28,0	32,75	5,36	375	440
<b>jul/19</b>	2050	8,30	7,52	25,636	0,064	27,7	11,83	4,52	399	379
<b>ago/19</b>	10050	11,85	7,53	6,392	0,120	29,0	10,50	3,56	377	371
<b>set/19</b>	13600	10,99	7,52	5,839	0,172	29,2	17,42	2,77	411	411
<b>out/19</b>	523100	19,40	7,70	10,264	0,151	30,7	14,92	4,36	384	373
<b>nov/19</b>	83200	22,55	7,62	4,616	0,138	30,4	18,25	4,06	375	359

Fonte: Pesquisa direta (2019).

Ponto de monitoramento	P2
Coordenadas UTM/SIRGAS 2000	745626E; 9434173N - Z 23S

	<b>E. coli (NMP/100ML)</b>	<b>DBO (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Nitrato (mg/L)</b>	<b>Fósforo (mg/L)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>CE (µS/cm)</b>	<b>Sólidos Totais (mg/L)</b>
<b>dez/18</b>	20300	1,33	6,72	0,363	0,011	27,0	55,58	4,95	368	440
<b>jan/19</b>	55700	14,78	6,18	1,045	0,001	28,0	20,08	8,05	387	383
<b>fev/19</b>	9330	7,23	6,74	1,825	0,037	27,0	16,75	6,35	314	314
<b>mar/19</b>	461100	7,88	7,07	0,447	0,002	28,9	77,00	4,18	245	245
<b>abr/19</b>	7030	0,55	7,78	1,329	0,012	27,8	18,67	5,19	340	319
<b>mai/19</b>	36090	0,60	8,03	2,468	0,067	26,9	17,17	5,85	362	358
<b>jun/19</b>	2530	6,05	7,79	39,471	0,021	27,6	8,92	5,81	409	345
<b>jul/19</b>	980	3,55	7,54	42,993	0,010	26,9	9,00	4,09	391	373
<b>ago/19</b>	1340	3,95	7,61	8,745	0,091	27,7	8,33	3,67	374	374
<b>set/19</b>	1100	8,63	7,52	3,442	0,093	28,4	7,33	3,69	384	393
<b>out/19</b>	16160	9,50	7,63	3,890	0,098	29,8	12,42	4,35	365	356
<b>nov/19</b>	860	7,40	7,77	2,073	0,093	30,2	13,25	5,02	381	365

Fonte: Pesquisa direta (2019).

Ponto de monitoramento	P3
Coordenadas UTM/SIRGAS 2000	745892E; 9434245N - Z 23S

	<b>E. coli (NMP/100ML)</b>	<b>DBO (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Nitrato (mg/L)</b>	<b>Fósforo (mg/L)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>CE (µS/cm)</b>	<b>Sólidos Totais (mg/L)</b>
<b>dez/18</b>	30100	5,88	6,73	0,638	0,004	26,0	47,00	4,69	103	260
<b>jan/19</b>	12200	17,70	6,20	0,297	0,002	30,0	15,50	8,35	111	230
<b>fev/19</b>	241960	8,66	6,86	1,883	0,006	28,0	17,00	6,02	348	344
<b>mar/19</b>	48840	12,58	7,20	0,567	0,002	29,0	58,58	3,84	274	274
<b>abr/19</b>	43740	2,75	7,80	1,830	0,043	28,0	16,58	4,78	377	354
<b>mai/19</b>	36840	3,05	7,87	2,769	0,024	26,6	12,75	5,45	397	391
<b>jun/19</b>	17680	3,93	7,95	14,708	0,032	27,7	12,08	5,23	411	365
<b>jul/19</b>	4620	5,68	7,63	13,086	0,018	26,6	8,92	4,26	407	388
<b>ago/19</b>	11660	6,48	7,79	0,935	0,065	27,6	7,17	3,92	396	373
<b>set/19</b>	6900	9,88	7,64	0,988	0,092	29,3	9,50	3,84	386	403
<b>out/19</b>	97680	12,23	7,76	5,631	0,112	29,7	13,17	5,49	381	365
<b>nov/19</b>	19180	10,20	7,95	0,137	0,122	29,8	14,25	4,83	387	376

Fonte: Pesquisa direta (2019).



Ponto de monitoramento	P4
Coordenadas UTM/SIRGAS 2000	746087E; 9434582N - Z 23S

	<b>E. coli (NMP/100ML)</b>	<b>DBO (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Nitrato (mg/L)</b>	<b>Fósforo (mg/L)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>CE (µS/cm)</b>	<b>Sólidos Totais (mg/L)</b>
<b>dez/18</b>	13065	7,50	6,72	0,545	0,005	27,0	29,33	6,76	119	360
<b>jan/19</b>	9250	17,55	5,39	1,050	0,001	30,0	8,92	8,27	399	395
<b>fev/19</b>	10935	8,26	6,63	1,457	0,061	28,0	92,00	5,79	191,4	190
<b>mar/19</b>	2130	0,88	7,00	0,084	0,003	29,9	173,58	4,17	64,8	120
<b>abr/19</b>	9350	2,93	7,90	1,240	0,006	28,0	9,33	5,37	402	378
<b>mai/19</b>	7645	0,33	7,05	3,057	0,061	27,0	5,75	6,19	403	397
<b>jun/19</b>	13615	4,05	8,07	54,400	0,050	28,5	5,33	6,52	402	363
<b>jul/19</b>	5380	5,55	7,86	57,541	0,025	27,6	8,92	4,74	412	392
<b>ago/19</b>	9675	7,00	7,98	9,883	0,125	28,7	11,00	4,52	401	400
<b>set/19</b>	6980	5,83	7,89	7,890	0,120	30,1	10,25	4,86	404	384
<b>out/19</b>	12405	14,43	7,89	5,077	0,103	30,4	14,58	4,67	393	378
<b>nov/19</b>	9360	10,33	7,95	11,066	0,087	30,7	10,75	4,64	381	364

Fonte: Pesquisa direta (2019).

Ponto de monitoramento	PA-1
Coordenadas UTM/SIRGAS 2000	745621E; 9434185N - Z 23S

	<b>E. coli (NMP/100ML)</b>	<b>DBO (mg/L)</b>	<b>pH</b>	<b>Nitrato (mg/L)</b>	<b>Fósforo (mg/L)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Turbidez (UNT)</b>	<b>OD (mg/L)</b>	<b>CE (µS/cm)</b>	<b>Sólidos Totais (mg/L)</b>
<b>dez/18</b>	63100	71,10	6,73	0,704	0,009	27,0	8,33	3,80	185	320
<b>jan/19</b>	70800	39,40	5,25	1,240	0,005	28,0	10,00	5,52	186	240
<b>fev/19</b>	32700	19,77	6,89	2,459	0,092	27,0	12,92	5,60	366	380
<b>mar/19</b>	41400	22,80	7,25	0,013	0,016	28,3	31,25	2,45	433	431
<b>abr/19</b>	68670	2,15	7,97	2,078	0,049	27,9	11,00	4,37	384	364
<b>mai/19</b>	54750	7,90	8,07	1,856	0,129	26,1	17,00	4,68	409	407
<b>jun/19</b>	98040	16,60	7,87	20,732	0,110	26,8	22,75	4,20	459	423
<b>jul/19</b>	46110	23,30	7,83	0,567	0,148	25,6	17,25	3,47	406	388
<b>ago/19</b>	129970	22,60	7,63	0,004	0,248	26,6	18,08	2,96	442	435
<b>set/19</b>	68670	17,80	7,62	0,288	0,262	27,1	10,08	3,65	443	427
<b>out/19</b>	64880	22,50	7,64	0,957	0,183	27,9	12,50	3,91	327	318
<b>nov/19</b>	155310	22,90	7,75	0,031	0,206	28,9	18,92	2,56	382	368

Fonte: Pesquisa direta (2019).