



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**  
**UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**  
**ÁREA: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL**

**IANA CHAIENE DE ARAUJO VIDAL**

**AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO DIFUSA NO SISTEMA DE MACRODRENAGEM DE**  
**CAMPINA GRANDE-PB**

**Campina Grande - PB**

**2019**

**IANA CHAIENE DE ARAUJO VIDAL**

**AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO DIFUSA NO SISTEMA DE MACRODRENAGEM DE  
CAMPINA GRANDE-PB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

**Área de concentração:** Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

**Orientadores:** Prof. Dr. Rui de Oliveira

Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura

**Campina Grande - PB**

**2019**

V648a Vidal, Iana Chaiene de Araujo.  
Avaliação da poluição difusa no sistema de macrodrenagem de Campina Grande-PB / Iana Chaiene de Araujo Vidal. – Campina Grande, 2019.

132 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2019.

"Orientação: Prof. Dr. Rui de Oliveira, Profa. Dra Mônica de Amorim Coura".

Referências.

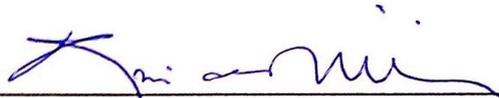
1. Poluição – Qualidade das Águas Urbanas. 2. Águas Urbanas – Autodepuração – Campina Grande. 3. Reuso das Águas Urbanas – Campina Grande. 4. Sistema de Macrodrenagem – Campina Grande. 5. Águas – Qualidade e Avaliação de Risco. I. Oliveira, Rui de. II. Coura, Mônica de Amorim. III. Título.

CDU 628.19(813.3)(043)

**IANA CHAIENE DE ARAUJO VIDAL**

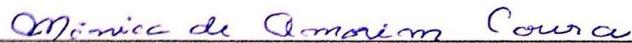
**AVALIAÇÃO DA POLUIÇÃO DIFUSA NO SISTEMA DE MACRODRENAGEM DE  
CAMPINA GRANDE-PB**

Dissertação apresentada em 12/02/2019



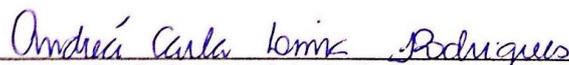
---

Prof. Dr. Rui de Oliveira  
Universidade Federal de Campina Grande  
**Orientador**



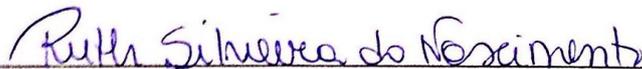
---

Profª. Dra. Mônica de Amorim Coura  
Universidade Federal de Campina Grande  
**Coorientadora**



---

Profª. Dra. Andréa Carla Lima Rodrigues  
Universidade Federal de Campina Grande  
**Examinadora Interna**



---

Profª. Dra. Ruth Silveira do Nascimento  
Universidade Estadual da Paraíba  
**Examinadora Externa**

**Campina Grande - PB**

**2019**

*Aos meus avôs José Vidal (“in memoriam”) e José Mendes por serem exemplos de garra e determinação em lutar pela vida até o seu último instante, DEDICO.*

## AGRADECIMENTOS

A Deus e à Virgem Maria, pelas abundantes graças derramadas em minha vida. Por terem me guiado até aqui, sempre me concedendo amor, misericórdia e força para persistir e ir em busca dos meus objetivos mesmo diante das adversidades da vida.

Aos meus pais, Cosme e Ivanilda, que não medem esforços para me proporcionar sempre o melhor. Pelo exemplo de batalha e determinação ao qual me inspiro e almejo para minha vida. Obrigada por todo amor, esforço, incentivo e dedicação.

À minha irmã, Yanne, por todo apoio, carinho e cumplicidade, principalmente nesse último ano ao qual tivemos uma perda irreparável.

A Elenilson, presente de Deus em minha vida, por todo amor, carinho, compreensão, paciência e companheirismo em todos os momentos. Exemplo de garra incomparável que me incentiva a lutar todos os dias pelos meus sonhos.

A todos os meus familiares, por sempre torcerem e acreditarem no meu sucesso.

Aos inestimáveis orientadores, Prof. Dr. Rui de Oliveira e Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura, por toda confiança, ensinamento, direcionamento, disponibilidade, dedicação e ajuda para desenvolvimento desse trabalho.

Às professoras Dra. Andréa Carla Lima e Dra. Ruth Nascimento que, gentilmente, aceitaram participar da banca examinadora agregando valiosas contribuições ao trabalho.

Aos professores Msc. Igor Ogata e Dra. Ruth Nascimento por toda colaboração e auxílio no desenvolvimento do estudo da avaliação de risco.

A todos os professores que fazem o PPGECA, pelos primordiais ensinamentos e aconselhamentos que aprimoraram meu conhecimento.

Aos colegas de mestrado pelos momentos de amizade compartilhados, em especial, Francisco Filho e Sinara Martins, parceiros de pesquisa, que tornaram-se amigos admiráveis, os quais levarei para a vida toda.

Ao Grupo de Oração JUCRE, refúgio dos momentos difíceis e local de paz divina, por toda amizade, fraternidade e oração.

Aos meus demais amigos, em especial a Alanne, Iasmim, Ionara e Nilmara por sempre estarem ao meu lado, partilhando de cada vitória e contribuindo grandemente em minha vida.

Ao Laboratório de Saneamento da UFCG, por toda infraestrutura que possibilitou a execução deste trabalho, em especial, ao químico Igor Cavalcante, a Savana, a Valmaria, a

Tiquinho e a Cristina que foram pessoas preponderantes para realização das atividades no laboratório.

A todos os alunos que de forma voluntária ajudaram na realização das coletas e nas análises laboratoriais, em especial, as mestrandas Débora e Lorena e a graduanda Carmem.

Aos técnicos do laboratório de Hidráulica, Aroldo e Edmilson, pela disponibilidade e presteza em realizar as medições de vazões.

Ao Laboratório de Engenharia Eletroquímica (LEEQ) da UFCG, coordenado pelo Prof. Dr. Eudésio de Oliveira Vilar, que cordialmente disponibilizou o fotômetro de chama para realização de análises.

Ao doutorando em Engenharia Química, André, que gentilmente possibilitou a utilização da mufla em seu laboratório de trabalho, enquanto aguardávamos o conserto da nossa.

À doutoranda em Engenharia Civil e Ambiental, Bárbara Tsuyuguchi, pelo auxílio nos assuntos referentes a geotecnologias.

À doutoranda em Recursos Naturais, Elis Gean, pelos direcionamentos para realização das análises laboratoriais e espaciais.

A Prefeitura Universitária, mais especificamente ao setor de transportes da UFCG, que possibilitou o deslocamento até os pontos de coleta durante todo o período de desenvolvimento do trabalho.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro.

Enfim, a todos aqueles que direta ou indiretamente fizeram parte da minha caminhada e contribuíram para êxito deste trabalho.

Muito Obrigada!

♪ *Posso tudo posso naquele que me fortalece*  
*Nada e ninguém no mundo vai me fazer desistir*  
*Quero, tudo quero, sem medo entregar meus projetos*  
*Deixar-me guiar nos caminhos que Deus desejou para mim*

*E ali estar (...)*♪

*Celina Borges*

## RESUMO

O crescimento das cidades aliado a falta de investimento em infraestrutura urbana tem ocasionado à deterioração do meio ambiente e dos recursos naturais. Nesse contexto é usual encontrar-se em várias cidades brasileiras ligações clandestinas de esgotos sanitários nos sistemas de drenagem pluvial comprometendo-o assim a qualidade das águas do mesmo. Campina Grande (PB), situa-se nesse grupo de cidades que vem sendo acometida por esse problema. Deste modo, o trabalho objetiva avaliar a poluição difusa em seu sistema de macrodrenagem, representado pelo canal do Prado. Para tanto, foram determinados indicadores físico-químicos (temperatura, condutividade elétrica, pH, turbidez, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio kjeldahl, nitrogênio amoniacal, fósforo total, dureza total, cálcio e sódio) e microbiológico (coliformes termotolerantes) de amostras de águas coletadas em oito pontos distribuídos ao longo do canal. Além disso, executou-se um estudo referente a capacidade de autodepuração do canal frente a todo o lançamento de águas residuárias. Posteriormente, analisou-se a viabilidade de utilizar às águas de drenagem na agricultura, na piscicultura, na indústria e na irrigação de áreas verdes. Ao final, foi empregada a metodologia de avaliação de risco Failure Mode and Effect Analysis (FMEA) com a finalidade de estimar os riscos à saúde e à segurança às quais a população ribeirinha ao canal estão expostas. Mediante as análises laboratoriais verificou-se que as águas de drenagem do canal do Prado apresentam concentrações típicas de esgotos sanitários variando entre fraca, média e forte a depender da localização do ponto. Constatou-se que 68% do canal encontra-se sob condições de anaerobiose. De modo geral, as águas de drenagem do canal do Prado podem ser utilizadas para irrigação apenas de espécies tolerantes à salinidade. Para piscicultura e irrigação de áreas verdes esta é recomendada apenas se for utilizada de forma conjugada com uma água de melhor qualidade, ou ainda, para este último, caso ocorra tratamento por desinfecção devido aos altos teores de coliformes termotolerantes. Já para indústria, apenas a água proveniente de pontos específicos, ao longo do canal, limitada também à restrições. A partir da avaliação de risco constatou-se que o risco da poluição por lançamento de efluentes é responsável por quase 50% do risco total do sistema, seguido pelos riscos referentes a inundações, construções irregulares, proliferação de artrópodes e roedores, reuso não planejado e refluxo de esgoto. Foi verificado que os pontos seis e sete obtiveram os maiores somatórios dos riscos individuais, o que sugere adoção de medidas preventivas e corretivas em curto prazo nos referidos pontos.

**Palavras chaves:** qualidade das águas urbanas, autodepuração, reuso, avaliação de risco.

## ABSTRACT

The growth of cities together with lack of investment in urban infrastructure has caused the deterioration of the environment and natural resources. In this context it is usual to find in several Brazilian cities illegal connections of sewage of rainwater drainage systems, thus compromising the water quality of the same. Campina Grande (PB), is located in this group of cities that has been affected by this problem. In this way, the work aims to evaluate the diffuse pollution in your drainage system, represented by the Prado canal. For both, were determined physical and chemical indicators (temperature, electrical conductivity, pH, turbidity, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, ammoniacal nitrogen, kjeldahl nitrogen, total phosphorus, total hardness, calcium and sodium) and microbiological (thermotolerant coliforms) water samples collected in eight points distributed along the canal. In addition, a study performed for the self-depuration capacity of the canal in front of the whole release of wastewater. Subsequently, it was examined whether the feasibility of using drainage waters in agriculture, fish farming, industry and irrigation of green areas. In the end, been employed the methodology of risk assessment Failure Mode and Effect Analysis (FMEA) in order to estimate the risk to health and safety to which the riverside population to the canal are exposed. Through laboratory testing it was found that the drainage waters of the canal of the Prado show typical concentrations of sewage ranging from weak, medium and strong depending on the location of point. It was found that 68% of the canal is under conditions of anaerobiosis. In general, the drainage waters of the Prado canal can be used for irrigation only species tolerant to salinity. For fish farming and irrigation of green areas this is recommended only if it is used together with a better water quality, or, for the latter, in case by disinfection treatment due to high levels of thermotolerant coliforms. To industry, only the water from specific points along the canal, also limited the restrictions. From the risk assessment found that the risk of pollution from wastewater release is responsible for almost 50% of the total system risk, followed by flood related risks, irregular buildings, proliferation of arthropods and rodents, unplanned reuse and sewage reflux. It was verified that the points six and seven have obtained the greatest individual risks sum, which suggests adoption of preventive and corrective measures in the short term in the above points.

**Keywords:** urban water quality, self - depuration, reuse, risk assessment

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Dinâmica entre a urbanização e a drenagem urbana.....	28
Figura 2.2 - Limites do RAS em função da condutividade elétrica do efluente.....	44
Figura 3.1 - Etapas metodológicas .....	53
Figura 3.2 - Localização da área de estudo .....	55
Figura 3.3 - Bacias de drenagem pluvial e esgotamento sanitário de Campina Grande - PB ..	56
Figura 3.4 - Indicadores escolhidos e pesos para ponderação .....	60
Figura 3.5 – Fluxograma para obtenção do mapa da vulnerabilidade social .....	61
Figura 3.6 - Sub-bacias do Riacho do Prado .....	62
Figura 3.7 – Distribuição dos pontos amostrais ao longo do Riacho do Prado.....	62
Figura 3.8 – Pontos de amostragem.....	63
Figura 3.9 – Dispositivo (a) recipientes (b) caixas térmicas utilizada nas coletas (c).....	65
Figura 3.10 - Metodologia utilizada na determinação da vazão .....	67
Figura 3.11 - Procedimentos realizados na determinação da vazão .....	67
Figura 4.1 - Vulnerabilidade social da bacia do Prado.....	74
Figura 4.2 - Situação do trecho do canal que passa pela Estação Velha .....	75
Figura 4.3 - Variação temporal da temperatura nos pontos amostrais .....	76
Figura 4.4 - Variação temporal da condutividade elétrica nos pontos amostrais .....	77
Figura 4.5 - Variação temporal do pH nos pontos amostrais .....	78
Figura 4.6 - Variação temporal da turbidez nos pontos amostrais .....	79
Figura 4.7 - Alguns dos pontos de lançamento de esgotos domésticos ao longo do canal .....	80
Figura 4.8 – Distribuição dos dados de DBO <sub>5</sub> nos pontos avaliados.....	81
Figura 4.9 – Distribuição dos dados da DQO nos pontos avaliados.....	83
Figura 4.10 – Distribuição dos dados do nitrogênio kjeldahl nos pontos avaliados .....	85
Figura 4.11 – Distribuição dos dados do nitrogênio amoniacal nos pontos avaliados .....	86
Figura 4.12 – Distribuição dos dados do fósforo total nos pontos avaliados .....	87
Figura 4.13 – Distribuição dos dados dos coliformes termotolerantes nos pontos avaliados ..	88
Figura 4.14 - Teste de Tukey para análise dos dados da a) DBO <sub>5</sub> b)DQO .....	94
Figura 4.15 – Teste de Tukey para análise dos dados do a) NTK b) P-total.....	94
Figura 4.16 – Teste de Tukey para análise dos dados do nitrogênio amoniacal .....	95
Figura 4.17– Teste de Tukey para análise dos dados dos coliformes termotolerantes.....	95
Figura 4.18 - Matriz de Scatterplots para o ponto P <sub>4</sub> .....	97

Figura 4.19 – Cargas poluidoras per capita ao longo do Riacho do Prado .....	99
Figura 4.20 – Perfis de OD e DBOu ao longo do riacho do Prado .....	101
Figura 4.21 – Perfis das formas de nitrogênio ao longo do riacho do Prado.....	102
Figura 4.22 - Classificação das águas de drenagem da bacia do Prado para irrigação .....	103
Figura 4.23 – Falhas encontradas no sistema de macrodrenagem da bacia urbana do Prado	110

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Padrão de qualidade de água doce estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357/05 .....	36
Tabela 2.2 - Critérios de qualidade da água de reuso .....	38
Tabela 2.3 - Padrões de qualidade da água para reuso urbano propostos pela USEPA .....	38
Tabela 2.4 - Critérios de qualidade da água de reuso urbano segundo DHWA .....	39
Tabela 2.5 - Recomendações para a qualidade da água a ser empregada na agricultura .....	42
Tabela 2.6 - Classes de salinidade para águas de irrigação .....	43
Tabela 2.7 - Padrões de qualidade de água para utilização em pesca e aquicultura.....	47
Tabela 2.8 - Padrões microbiológicos de qualidade de água para utilização em piscicultura..	48
Tabela 2.9 - Qualidade de água recomendada para torres de resfriamento .....	48
Tabela 2.10 - Qualidade de água recomendada para caldeiras .....	49
Tabela 3.1 - Classificação do risco .....	73
Tabela 4.1 - Variação do oxigênio dissolvido nos pontos avaliados .....	80
Tabela 4.2 – Resultados do <i>p</i> -valor após aplicação dos testes de normalidade .....	90
Tabela 4.3 - Resultados do <i>p</i> -valor após remoção dos outliers do conjunto de dados .....	91
Tabela 4.4 - Agrupamento dos pontos referentes aos indicadores avaliados .....	93
Tabela 4.5 - Matriz de correlação de Pearson para o ponto P <sub>4</sub> .....	96
Tabela 4.6 – Dados resultantes da medição de vazão.....	98
Tabela 4.7 – Dados utilizados no cálculo das cargas poluidoras per capita .....	98
Tabela 4.8 – Categorias de risco das águas de drenagem da bacia do Prado .....	104
Tabela 4.9 – Adequação da utilização da água de drenagem da bacia do Prado na piscicultura .....	105
Tabela 4.10 – Formulário FMEA preenchido – Parte II.....	112
Tabela 4.11 – Influência do risco individual no risco total .....	113
Tabela 4.12 – Quantificação do risco em cada ponto.....	114

## LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Classificação das águas de reuso e seus usos preponderantes .....	37
Quadro 3.1 – Variáveis utilizadas para caracterização da vulnerabilidade social da bacia.....	57
Quadro 3.2 – Localização e descrição dos pontos de amostragem .....	64
Quadro 3.3 – Análises físico-químicas e microbiológicas e metodologias aplicadas .....	66
Quadro 3.4 – Variáveis dos modelos de OD, DBO e N .....	69
Quadro 3.5 – Coeficientes dos modelos de OD, DBO e N e outros dados de entrada.....	69
Quadro 3.6 - Categorias adotadas pelo USSL .....	71
Quadro 4.1 – Justificativas dos outliers.....	82
Quadro 4.2 - Formulário FMEA preenchido - Parte I.....	111

## LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANOVA	Análise de Variância
BMPs	Best Management Practices
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTT	Coliformes termotolerantes
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DDT	Diclorodifeniltricloroetano
DHWA	Department of Health of Western Australia
DQO	Demanda Química de Oxigênio
dS m <sup>-1</sup>	Decisiemens por metro
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO	Food and Agriculture Organization
FMEA	Failure Mode and Effect Analysis
FTA	Failure Tree Analysis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LID	Low Impact Development
MNT	Modelo Numérico do Terreno
N	Nitrogênio
NMP	Número Mais Provável
NURP	National Urban Runoff Program
P	Fósforo
PAHs	Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos
PCBs	Polychlorinated biphenyl
PMCG	Prefeitura Municipal de Campina Grande
PMSBCG	Plano Municipal de Saneamento Básico de Campina Grande
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
RAS	Razão de absorção de sódio
SDP	Sistema de Drenagem Pluvial
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SELAP	Sistema Estadual de Licenciamento de Atividades Poluidoras
SES	Sistema de Esgotamento Sanitário
SESUMA	Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SS	Sólidos em suspensão
SUDEMA	Superintendência
SDUS	Sistemas de drenagem urbana sustentáveis
UFC	Unidades formadoras de colônia
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USSL	United States Salinity Laboratory
WHO	World Health Organization
WSUD	Water sensitive urban design

## SUMÁRIO

<b>1.0 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>17</b>
1.1 OBJETIVOS .....	19
1.1.1 Objetivo Geral .....	19
1.1.2 Objetivos Específicos .....	19
<b>2.0 REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>20</b>
2.1 INFRAESTRUTURA URBANA E SANEAMENTO AMBIENTAL .....	20
2.1.1 Poluição hídrica em meio urbano .....	21
2.1.1.1 Fontes de poluição .....	23
2.1.1.2 Natureza das fontes de poluição.....	24
2.2 DRENAGEM URBANA.....	26
2.2.1 Dinâmica entre a drenagem e a urbanização .....	27
2.2.2 Gestão das águas pluviais urbanas .....	29
2.2.3 Poluição difusa nos sistemas de drenagem urbana.....	30
2.2.3.1 Indicadores de poluição difusa nos sistemas de drenagem urbana .....	31
2.3 USO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS COMO RECURSO HÍDRICO.....	34
2.3.1 Regulação nacional e internacional .....	35
2.3.2 Reuso de águas pluviais urbanas na agricultura .....	39
2.3.2.1 Qualidade das Águas para Irrigação.....	41
2.3.3 Reuso de águas pluviais urbanas na piscicultura.....	46
2.3.4 Reuso de águas pluviais urbanas na indústria .....	48
2.3.5 Reuso de águas pluviais urbanas em áreas verdes destinadas a práticas esportivas.....	49
2.4 ANÁLISE DE RISCO .....	50
2.4.1 Metodologia FMEA (Failure Mode and Effect Analysis).....	51
2.5 ANÁLISE ESPACIAL .....	52
<b>3.0 MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>53</b>
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	53
3.2 LEVANTAMENTO DE INDICADORES.....	57
3.3 PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	61
3.4 COLETAS DE AMOSTRAS .....	65
3.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS .....	66
3.5.1 Determinação da vazão.....	66
3.5.2 Quantificação das cargas poluidoras .....	67
3.6 ESTUDO DE AUTODEPURAÇÃO .....	68

3.7 CLASSIFICAÇÃO DA ÁGUA SEGUNDO USSL.....	70
3.8 ANÁLISE DE RISCO .....	71
3.8.1 Metodologia FMEA.....	71
3.9 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	73
3.9.1 Análise espacial .....	73
<b>4.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>74</b>
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA VULNERABILIDADE SOCIAL DA BACIA .....	74
4.2 AVALIAÇÃO QUALITATIVA DA ÁGUA DE DRENAGEM.....	75
4.2.1 Temperatura.....	76
4.2.2 Condutividade elétrica.....	77
4.2.3 Potencial hidrogeniônico (pH).....	78
4.2.4 Turbidez.....	78
4.2.5 Oxigênio dissolvido (OD) .....	80
4.2.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO <sub>5</sub> ).....	81
4.2.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....	83
4.2.7 Nitrogênio kjeldahl (NTK) .....	84
4.2.8 Nitrogênio amoniacal (N-NH <sub>3</sub> ) .....	85
4.2.9 Fósforo Total .....	87
4.2.10 Coliformes termotolerantes (CTT) .....	88
4.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	89
4.3.1 Análise de variância (ANOVA).....	91
4.3.2 Matriz de correlação .....	96
4.4 AVALIAÇÃO DAS CARGAS POLUIDORAS.....	97
4.5 CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIACHO DO PRADO .....	100
4.6 AVALIAÇÃO DA UTILIZAÇÃO DAS ÁGUAS DE DRENAGEM.....	103
4.6.1 Irrigação.....	103
4.6.2 Piscicultura .....	105
4.6.3 Indústria.....	106
4.6.4 Áreas verdes .....	106
4.7 AVALIAÇÃO DE RISCO .....	107
4.7.1 Resultado do formulário FMEA .....	107
<b>5.0 CONCLUSÕES .....</b>	<b>116</b>
<b>6.0 REFERÊNCIAS .....</b>	<b>117</b>
<b>APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO UTILIZADO NA CONSULTA AOS ESPECIALISTAS.....</b>	<b>127</b>

<b>APÊNDICE B – TABELA DE ESCORES.....</b>	<b>130</b>
<b>ANEXO A – REDE COLETORA DE ESGOTOS DO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE.....</b>	<b>132</b>
<b>ANEXO B - INTERCEPTORES E EMISSÁRIO DAS BACIAS DEPURADORA E BODOCONGÓ, DO SES DE CAMPINA GRANDE/PB.....</b>	<b>132</b>

## 1.0 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, juntamente com o aumento da demanda de bens de consumo, sempre esteve associado à deterioração do meio ambiente e recursos naturais. O aumento da população incide no desenvolvimento das áreas urbanas, tendo por consequência o aumento de solos impermeáveis e a excessiva geração de resíduos. Além disso, relacionado à esse crescimento está parte da degradação dos recursos hídricos, consequência do escoamento superficial das águas pluviais que conduzem os materiais dispostos na superfície do solo e os diversos poluentes atmosféricos precipitados com os eventos de chuva.

No que diz respeito à qualidade das águas, o crescimento das cidades, aliado à falta de investimento em saneamento e de sensibilização da população, tem ocasionado sérios problemas. Doenças de veiculação hídrica, as quais podem levar a óbito, estão associadas ao ambiente e à disposição da água e, portanto, também ao sistema de drenagem. Verifica-se que a ausência de um sistema de esgoto que atenda à população, leva a ligações de ramais de esgoto residencial ao sistema de drenagem, lançando-o diretamente nos corpos d'água sem tratamento prévio, de modo análogo ao aumento do resíduo urbano ao longo do desenvolver das cidades que, sem a devida coleta, resulta no acúmulo deste (TUCCI, 2002).

Ribeiro (2017) comenta que os serviços de saneamento nas áreas urbanas são essenciais, pois promovem as condições mínimas de desenvolvimento social. Tais serviços envolvem preocupações com o ambiente, saúde, qualidade de vida e aspectos sanitários. Devem possuir especial atenção no planejamento, devido aos impactos que podem ser gerados, no caso de implantações inadequadas ou, mesmo, a ausência desses serviços.

Cabe salientar que, ainda hoje no mundo, são 2,4 bilhões de pessoas vivendo sem saneamento adequado (WHO, 2017). No âmbito nacional essa realidade é evidenciada quando verifica-se a porcentagem da população que tem tratamento de esgotos que é de apenas 44,92% (SNIS, 2016), sendo indiscutível que o Brasil apresenta um déficit no setor de saneamento, mesmo após 12 anos do seu marco regulatório (Lei nº 11.445/2007) ter entrado em vigor, sendo o nível de investimentos muito aquém do necessário para que se alcance a universalização deste serviço público (CARVALHO; FAGUNDES, 2018).

A parcela complementar da população sem tratamento de esgoto (55,08%) acaba lançando de forma indiscriminada no meio ambiente, reduzindo assim, substancialmente, a disponibilidade qualitativa da água para diversos usos, intensificando às doenças de veiculação hídrica, principalmente nos habitantes ribeirinhos destes corpos d'água, além de causar prejuízos estéticos aos mesmos.

A avaliação da poluição difusa por esgotos domésticos tem grande importância na quantificação da carga de poluição em bacias hidrográficas urbanas. Nesse contexto, tem-se constatado que os grandes e médios centros urbanos brasileiros estão com seus recursos hídricos comprometidos ou prestes a se comprometer, devido à esses lançamentos *in natura* nos corpos d'água que atravessam áreas urbanas (CHAMUN, 2008).

Dentre estes centros encontra-se Campina Grande-PB, localizada no interior da Paraíba, com população estimada de 407.472 habitantes (IBGE, 2018) e que, de acordo com o Instituto Trata Brasil (2018), ocupa a 11ª posição no ranking nacional de saneamento.

Verifica-se ainda, um índice de atendimento total de esgotamento sanitário de 89,51% SNIS (2016), caracterizando uma “excelente” cobertura da condicionante do saneamento básico em questão. Em contrapartida a esses dados, a “Rainha da Borborema”, como também é chamada a cidade, vem apresentando em seu sistema de drenagem diversos problemas, tendo como destaque principal o lançamento e transporte de águas residuárias.

A partir desta situação, surge a necessidade de avaliar a poluição difusa oriunda desse lançamento no sistema de drenagem urbana de Campina Grande-PB baseado no levantamento de indicadores físico-químicos e microbiológico. Mediante a essas informações será possível estabelecer políticas públicas que visem melhorar as condições de salubridade, resultando em benefício para a saúde ambiental bem como melhoria da qualidade de vida da população.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a poluição difusa no sistema de macrodrenagem de Campina Grande, estado da Paraíba, no âmbito da bacia urbana do Riacho do Prado.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a qualidade das águas de drenagem do canal do Prado, com base em análises físico-químicas e microbiológica;
- Relacionar o nível de poluição das águas com indicadores socioeconômicos, hidrológicos e estruturais;
- Mapear a difusão da poluição ao longo do canal do Prado;
- Realizar estudo de autodepuração ao longo do canal do Prado;
- Analisar possibilidades de utilização das águas de drenagem do canal do Prado como recurso hídrico para diversas finalidades;
- Empregar metodologias de avaliação de risco com vistas a identificar e quantificar os perigos inerentes à saúde e à segurança da população em áreas próximas do canal.

## 2.0 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 INFRAESTRUTURA URBANA E SANEAMENTO AMBIENTAL

As ações de produção do espaço urbano estão atingindo limiares preocupantes nas maiores cidades brasileiras, evidenciando riscos para o seu próprio funcionamento. Como num efeito cascata, o excessivo adensamento das áreas intraurbanas induz, muitas vezes, à dispersão humana para zonas periféricas. Essa expansão sobre os limites das cidades acarreta o esgotamento da infraestrutura, impacta na sua dinâmica e impõe dificuldades de mobilidade. Este tipo de ocupação do território resulta em padrões de urbanização que prejudicam a equidade, eficiência e continuidade da cidade como suporte à vida social (RIBEIRO, 2014).

Ribeiro e Mendes (2015) afirmam que, nos países subdesenvolvidos, o crescimento urbano não acompanhou o crescimento econômico, favorecendo o surgimento de cidades com grandes deficiências em equipamentos, empregos e serviços e uma acentuada degradação ambiental. Os problemas ambientais das grandes cidades são consequências das formas predatórias das relações do homem com a natureza, tornando-se ainda mais graves em áreas mais densamente ocupadas, como nas regiões metropolitanas.

A qualidade do transporte, edificações, abastecimento de água, do acesso à energia elétrica e comunicações, bem como a eficácia do tratamento de resíduos são determinados pelos sistemas de infraestrutura (EJIGU, 2007). De acordo com Ribeiro (2017) a eficiência da infraestrutura urbana afeta diversos aspectos da sociedade, incluindo bens de consumo, saúde e segurança dos cidadãos, deslocamento e transporte, a disponibilidade de sistemas de energia, telecomunicações; de modo mais importante, a qualidade da infraestrutura urbana também repercute sobre o ambiente e os recursos naturais.

De acordo com a Lei nº 12.037/2003 (RIO GRANDE DO SUL, 2003) o saneamento ambiental pode ser definido como o conjunto de ações socioeconômicas que têm por finalidade alcançar níveis crescentes de salubridade ambiental, por meio do abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos líquidos, sólidos e gasosos, promoção de disciplina sanitária do uso e ocupação do solo, drenagem urbana, e controle de vetores e reservatórios de doenças transmissíveis, no intuito de proteger e melhorar as condições de vida, tanto nos centros urbanos, quanto nas comunidades rurais, criando condições de se prevenir a ocorrência de doenças veiculadas pelo meio ambiente e de promover condições favoráveis à saúde da população urbana e rural.

Os serviços de saneamento ambiental nas áreas urbanas são essenciais e envolvem preocupações com o ambiente, com a saúde, com a qualidade de vida e com aspectos sanitários. Devem receber especial atenção na fase de planejamento, devido aos impactos que podem ser gerados, no caso de implantações inadequadas ou, mesmo, a ausência desses serviços.

Quatro elementos do saneamento ambiental (abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas) compõem o saneamento básico e refletem as preocupações mais importantes da análise da qualidade ambiental, principalmente nas áreas urbanas, por serem elementos que fazem parte do ordenamento e do planejamento das cidades (RIBEIRO, 2017).

Botelho (2011) afirma que o planejamento urbano tem buscado integrar o ambiente urbano a áreas verdes e cursos d'água, reduzindo as interferências no ciclo natural da água e propiciando o desenvolvimento da fauna e flora nativas. Considerando o universo das mais de cinco mil cidades brasileiras, é marcante a ineficiência de infraestruturas relacionadas à água no ambiente urbano. Isto se refere a problemas como implantação insuficiente e/ou inadequada de redes de esgotamento sanitário; ocupação do leito de inundação ribeirinha, acarretando em frequentes inundações; impermeabilização e canalização dos rios urbanos com aumento da vazão de cheia; aumento da carga de resíduos sólidos e deterioração da qualidade da água pluvial sobre os rios próximos das áreas urbanas.

### 2.1.1 Poluição hídrica em meio urbano

A Lei nº 6.938/1981, que trata sobre a Política Nacional do Meio Ambiente define poluição como a degradação ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: prejudiquem a saúde e o bem-estar da população, criem condições adversas às atividades sociais e econômicas, afetem desfavoravelmente a biota, afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente, e/ou lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Para Barco et al. (2003) a poluição das águas pluviais ocorre principalmente no sistema de drenagem uma vez que nas precipitações intensas é carregada grande carga de poluentes para os corpos d'água. Esse transporte se torna complexo devido à deposição de sedimentos e resíduos sólidos na bacia e pela dinâmica hidráulica com que os poluentes são transportados pelo escoamento. Estudos envolvendo a análise temporal e espacial da qualidade dos deflúvios são necessários visando realizar o manejo, e assim possibilitar a

utilização das águas pluviais como recursos hídricos, bem como tornar possível o seu aproveitamento no abastecimento de água, na recarga de aquíferos, em jardinagem, na limpeza pública, entre outros.

Chamun (2008) destaca que a quantificação da carga poluidora afluyente a um corpo d'água é um elemento fundamental para qualquer manejo que vise o uso sustentável da água e a sua conservação. Segundo Von Sperling (2014a), por meio dessa quantificação é possível avaliar o impacto da poluição e a eficácia das medidas de controle, sendo necessários levantamentos de campo na área de estudo, incluindo amostragem de poluentes, análises de laboratório e medição de vazões.

A carga poluente transportada junto com o escoamento é variável ao longo do tempo durante um evento pluviométrico. Pesquisas que tratam da avaliação temporal da qualidade dos deflúvios superficiais se constituem em um paradigma atual, quando referidas ao conhecimento do potencial poluidor dos deflúvios, com a possibilidade da separação das cargas mais concentradas, para posterior tratamento (GOMES, 2014).

Caminha (2014) salienta que, apesar da quantificação de cargas poluidoras em águas urbanas apresentarem sua importância na gestão sustentável, atualmente se fazem necessários estudos que integrem a quantidade e a qualidade das águas dos sistemas urbanos de drenagem, os quais serão imprescindíveis no desenvolvimento de tecnologias que visem mitigar os impactos decorrentes dos poluentes e eventos hidrológicos. Nesse sentido, a modelagem matemática tem sido apontada como uma das ferramentas mais eficientes e de fundamental importância no planejamento, dimensionamento, implantação, operação e controle dos sistemas de drenagem pluvial urbana.

Parte da poluição gerada em áreas urbanas tem origem no escoamento superficial sobre áreas impermeáveis, áreas em fase de construção, depósitos de resíduos e outros. Além disso, a impermeabilização acarreta no aumento do escoamento superficial e das suas velocidades, gerando maior capacidade de arraste e, portanto, maiores cargas poluidoras.

Segundo a Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (1997) as redes de drenagem urbana são responsáveis pela veiculação dessas cargas constituindo-se, assim, em importantes fontes de degradação de rios, lagos e estuários.

De acordo com Souza (2002), a carga de poluição pode ser tão nociva como os esgotos domésticos, e da mesma ordem de grandeza, assim, não pode ser desconsiderada.

Para Gomes (2014) nas bacias de pequeno porte ocorre um fenômeno conhecido como "first flush", ou primeira carga de lavagem, visto que, em grandes bacias, a diminuição das concentrações de poluentes pode não ocorrer tão rápido com o aumento do volume

escoado. Devido ao tempo de concentração da bacia, as descargas iniciais podem contribuir para o aumento de concentrações de poluentes em pontos de medição.

Frente à complexidade da dinâmica de ocupação do espaço urbano, faz-se necessário buscar mecanismos que possibilitem dar respostas rápidas e de baixo custo no que se refere à qualidade dos deflúvios superficiais e que envolvam os estágios de desenvolvimento de uma bacia urbana. Associada à complexidade de ocupação da bacia, muitas vezes, verifica-se escassez de dados meteorológicos e hidráulicos nas bacias urbanas e a existência de problemas quando se consideram as dificuldades em se criar mecanismos para monitoramento da qualidade da água de drenagem com base científico-teórica, em que se busca melhor compreender os fenômenos da poluição difusa (GOMES, 2014).

#### *2.1.1.1 Fontes de poluição*

Os poluentes que alcançam o escoamento superficial são de origens diversas, uma vez que existem variadas formas de se contaminar a água escoada em uma bacia (GOMES, 2004).

Prodanoff (2005) explana que entendimento das fontes potenciais de poluentes é de extrema importância quando se estuda os impactos do lançamento dos escoamentos. A acumulação de vários poluentes dentro da área da bacia pode ser atribuída a diversas fontes e os efeitos individuais são de difícil separação. Todavia, o conhecimento qualitativo das prováveis fontes possibilita ao investigador a se concentrar nas áreas problemáticas e avaliar dispositivos de controle que podem ser usados para desviar cargas adversas antes que elas atinjam o sistema de drenagem. As principais fontes poluidoras são (SARTOR e BOYD, 1972 apud ):

- 1) **Pavimentação das ruas:** Os componentes oriundos da degradação da superfície de rolamento fazem parte da carga do escoamento superficial do meio urbano, sendo o material agregado o maior contribuinte. A quantidade de poluentes dependerá da idade e tipo de superfície, do clima e da quantidade e tipo de tráfego.
- 2) **Motores dos veículos:** O derramamento de combustíveis e lubrificantes, partículas advindas dos pneus ou fluidos de freio, emissões de exaustão capturadas, produtos da corrosão e partes quebradas da lataria, todos esses fatores compõem os lançamentos sobre o pavimento de potencial considerável.
- 3) **Deposição atmosférica:** Os poluentes atmosféricos resultam ou de processos

naturais ou de processos antropogênicos, sendo conhecidos por liberar ou emitir matéria ou energia para a atmosfera, tornando-a contaminada ou poluída.

**4) Vegetação:** Folhas, grama, galhos e outros tipos de plantas que caem ou são depositados na área urbana podem ser parte do problema. As quantidades irão depender da localização geográfica, estação, práticas paisagísticas e de disposição.

**5) Resíduos:** Os resíduos domiciliares, especialmente os não degradáveis, ao seguir o escoamento, colidem e aglutinam-se, formando blocos maiores e mais pesados, que tendem a se depositar no leito, agravando a propensão para o assoreamento.

**6) Derramamentos:** Os poluentes superficiais incluem quase todas as substâncias lançadas nas ruas tendo como representantes mais comuns a sujeira, areia, entulho e cascas. Os derramamentos industriais e químicos são potencialmente os mais sérios.

**7) Agroquímicos:** Incluem grande variedade de substâncias químicas, a exemplo de fertilizantes, pesticidas e herbicidas.

**8) Locais de construção:** A erosão do solo proveniente de áreas em construção e a produção crescente do escoamento superficial no meio urbano causam sérios problemas econômicos, sociais e ambientais. Os danos causados pela erosão do terreno e sedimentação na rede de drenagem atingem seu pico durante a construção, quando a exposição do solo é máxima.

**9) Sistemas coletores:** Sistemas de drenagem pluvial providos de canais naturais ou artificiais são sujeitos à erosão de suas margens. Estes tendem também a acumular material depositado que será desprendido e transportado durante as enxurradas.

**10) Redes de esgotos deficientes:** Causam vazamentos e contaminações indesejadas sobre os demais sistemas e serviços urbanos, além da possibilidade de proliferação de doenças de veiculação hídrica durante o transbordamento sobre as margens.

### *2.1.1.2 Natureza das fontes de poluição*

No passado, o controle da poluição dos corpos d'água era voltado apenas para as chamadas fontes pontuais, que podem ser exemplificadas pelo sistema de esgotamento sanitário municipal ou industrial. Contudo, tem-se proporcionado especial atenção às cargas não pontuais, também conhecidas como fontes difusas, resultantes do escoamento superficial e geralmente de difícil identificação e combate (GOMES, 2004).

Prodanoff (2005) explica que a poluição pontual é decorrente de ações modificadoras localizadas. É o caso, por exemplo, da desembocadura de um rio, de efluentes de uma estação de tratamento de esgotos domésticos ou industriais, ou mesmo, a saída de um tronco coletor de esgotos domésticos sem tratamento.

Por seu turno, a poluição difusa origina-se por meio da ação das águas da chuva ao lavarem e transportarem a poluição nas suas diversas formas espalhadas sobre a superfície do terreno (urbano ou rural) para os corpos receptores. A poluição difusa alcança os rios, lagoas, baías, etc., distribuída ao longo das margens, não se concentrando em um único local como é o caso da poluição pontual.

De acordo com Silva (2014) a poluição difusa se dá quando os poluentes atingem os corpos d'água de forma não controlada, sendo difícil estabelecer padrões de lançamento, seja em termos de quantidade, frequência ou composição. Larentis (2004) cita que as maiores dificuldades na modelagem da qualidade da água em uma bacia hidrográfica devem-se tanto às fontes de caráter difuso, quanto à quantificação de suas cargas poluentes e à localização de sua origem.

Os mecanismos de transporte e a interação dos constituintes com o meio são representados matematicamente, de forma simplificada, através de relações empíricas, coeficientes de exportação ou modelagem matemática, o que confere incertezas aos resultados obtidos, mas avaliam, de maneira geral as condições de carga anual por fontes difusas de poluição.

Novotny (1992 apud RIGHETTO et al., 2017) afirma que as condições que caracterizam as fontes difusas de poluição são:

- O lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado à precipitação;
- Os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- As cargas poluidoras não podem ser monitoradas a partir de seu ponto de origem, mesmo porque sua origem exata é impossível de ser identificada;
- O controle da poluição de origem difusa obrigatoriamente deve incluir ações sobre a área geradora da poluição, ao invés de incluir apenas o controle do efluente quando do lançamento;
- É difícil o estabelecimento de padrões de qualidade para o lançamento do efluente, uma vez que a carga poluidora lançada varia com a intensidade e a duração do evento meteorológico, a extensão da área de produção naquele específico evento, e outros

fatores que tornam a correlação vazão x carga poluidora praticamente impossível de ser estabelecida.

O grau de poluição das águas é medido através de características físicas, químicas e biológicas das impurezas existentes, que, por sua vez, são identificadas por indicadores de qualidade das águas.

## 2.2 DRENAGEM URBANA

Paralelamente ao crescimento das zonas urbanas houve também o crescimento das superfícies impermeáveis. A construção de edificações, estradas, calçadas, entre outras, contribuiu para um aumento do volume e da velocidade do escoamento superficial. Este aumento contribuiu para a intensificação das inundações urbanas e, em consequência, surgiu a necessidade da criação de mecanismos de controle da inundação (GOMES, 2004).

Os primeiros sistemas tradicionais de drenagem são conhecidos como sistemas unitários ou combinados, que têm o papel de conduzir o escoamento superficial drenado juntamente com os esgotos domésticos e industriais. Em contrapartida, existem também os sistemas separados por meio dos quais as águas pluviais escoam por tubulações distintas do esgoto doméstico ou industrial.

Gomes (2004), baseado no conceito higienista, afirma que os sistemas convencionais são implantados com o objetivo de retirar, da forma mais breve possível, toda a água que precipita a fim de evitar problemas para um centro urbano. Assim, são utilizadas obras hidráulicas como canalizações e retificações de rios, condutos subterrâneos, entre outras.

No entanto, com o aumento de áreas impermeáveis, a capacidade de utilização destas obras pode ser superada, exigindo, intervenções mais complexas, onerando de forma vultosa o sistema e, conseqüentemente, dificultando sua implementação.

Além dos sistemas supracitados, existem os sistemas ditos ambientalistas ou compensatórios, onde se admite a convivência com a água no meio urbano, integrando-se o meio ambiente à cidade, de forma a compensar os efeitos da urbanização sobre o ciclo hidrológico (TUCCI, 1995).

De acordo com Tucci (2003) os sistemas de drenagem também são definidos de acordo com sua abrangência. O sistema que é formado por condutos pertencentes a uma rede primária urbana e que capta o escoamento oriundo de lotes, condomínio, estacionamento,

parque, ou seja, em pequenas áreas diretamente na fonte, é definido como sistema de microdrenagem.

Já a macrodrenagem representa os sistemas coletores de vários sistemas de microdrenagem. Em geral estes sistemas envolvem áreas maiores que 2 km<sup>2</sup> e são projetados para suportar precipitações maiores que os dos sistemas de microdrenagem.

Partindo da atual concepção de projeto de drenagem, que tem por intuito não somente livrar-se da água precipitada, mas fazer com que seja controlado o deságue a jusante, existem medidas alternativas de controle de enchente. Essas medidas, em geral, reúnem diferentes soluções, envolvendo equipes multidisciplinares. Dentre essas podem-se destacar as bacias de percolação, trincheiras e valas de infiltração, os pavimentos porosos, os armazenamentos em coberturas, estacionamentos e microreservatórios e as bacias de amortecimento de cheias (GOMES, 2004).

### 2.2.1 Dinâmica entre a drenagem e a urbanização

O desenvolvimento urbano modifica a cobertura vegetal ocasionando vários efeitos que alteram os componentes do ciclo hidrológico natural. O volume que lentamente escoava pela superfície do solo e ficava retido pelas plantas, com a urbanização, passa a escoar no canal, necessitando de maior capacidade de escoamento das seções (TUCCI, 2005).

Porto et al. (2001) destacam que as consequências mais interferentes da urbanização na drenagem urbana são as alterações do escoamento superficial direto. Para os casos extremos, verifica-se que o pico de cheia numa bacia urbanizada pode chegar a ser seis vezes maior do que o pico desta mesma bacia em condições naturais.

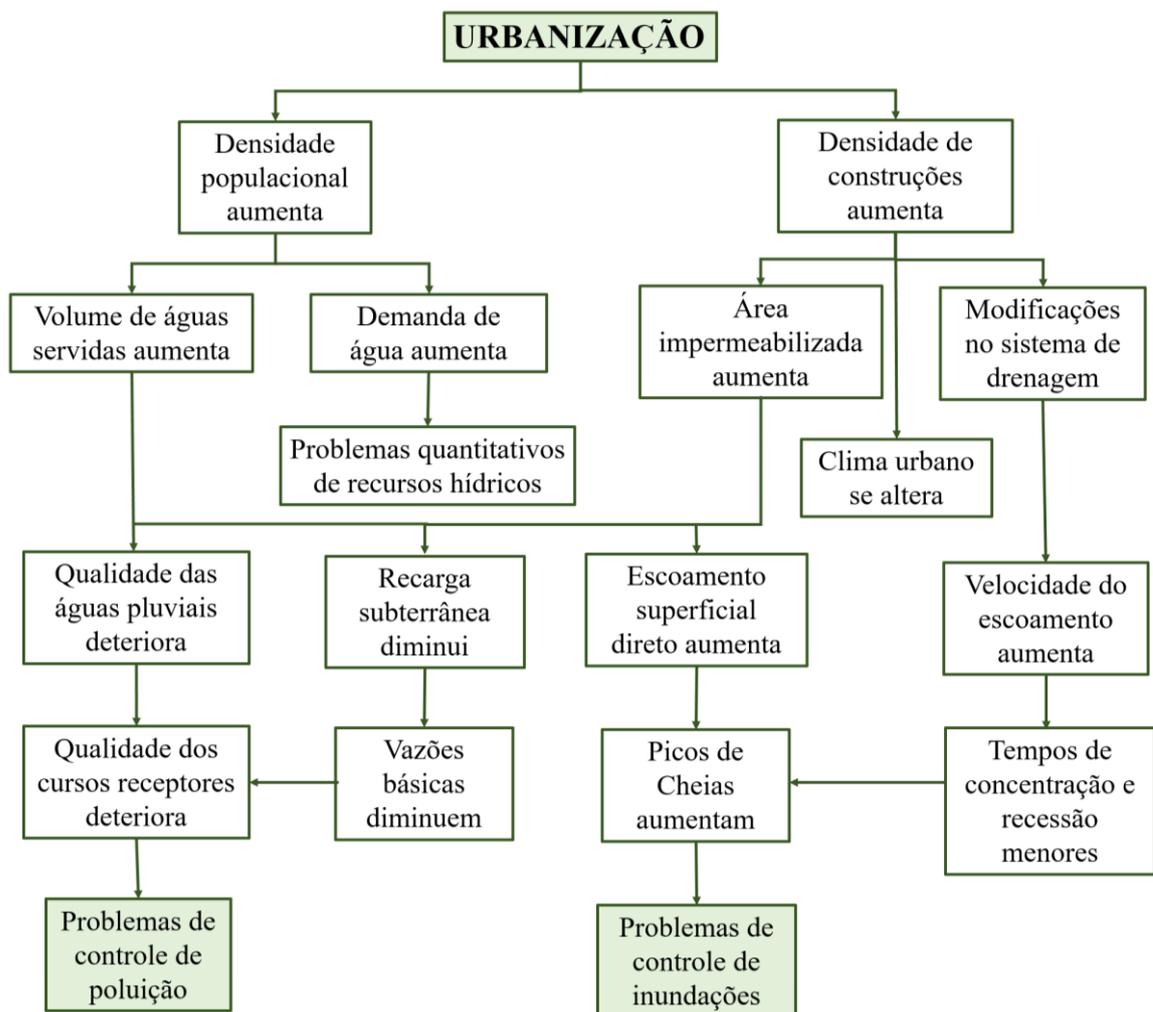
Existem também consequências da urbanização sobre o clima, contudo em menor escala, mas podem, em longo prazo, introduzir alterações significativas no balanço hídrico, com impactos, inclusive sobre a qualidade das águas (GOMES, 2004).

Ainda segundo Gomes (2004) a urbanização também acarreta consequências não hidrológicas que interferem significativamente nos aspectos de drenagem urbana, principalmente nas condições brasileiras das últimas décadas. Estes impactos são a proliferação de loteamentos executados sem condições adequadas, ocupação de áreas impróprias (várzeas de inundação), proliferação de favelas e invasões, ocupação extensa e adensada dificultando a construção de canalizações e eliminando áreas de armazenamento da água escoada, crescimento acelerado da disputa por recursos financeiros entre os diversos setores da administração urbana, dificuldade na aplicação de medidas para disciplinar a

ocupação do solo devido a conflitos de interesses e colocação em segundo plano de políticas de médio e longo prazos.

No tocante ao aspecto da qualidade da água, Araújo (2016) afirma que os impactos da urbanização são significativos, uma vez que a carga poluidora nas galerias de águas pluviais é decorrente das formas clandestinas utilizadas para transportar esgotos domésticos que são encaminhados para os rios sem qualquer tratamento. A Figura 2.1 ilustra a relação entre os diversos processos referentes à drenagem que ocorrem em uma área urbana.

**Figura 2.1 - Dinâmica entre a urbanização e a drenagem urbana**



Fonte: Adaptado de Porto et al. (2001).

Para tanto, o reequilíbrio hidrológico deve ser inserido em uma filosofia ambientalista da gestão da drenagem pluvial, a drenagem urbana deve ser integrada ao planejamento urbano ambiental das cidades, deixando de ser apenas mais um mero problema de engenharia (FELIPE, 2014).

### 2.2.2 Gestão das águas pluviais urbanas

A palavra gestão tem sido largamente utilizada e quase sempre entendida como sinônimo de gerenciamento ou administração. Compreende-se o gerenciamento como parte da gestão, atividade administrativa de planejamento e acompanhamento de ações. Mas a gestão aplicada às águas urbanas, em que a drenagem e o manejo de águas pluviais são elementos indissociáveis, se configura como a própria gestão pública, com a função de gerenciar políticas que atendam a demandas coletivas, caracterizando um processo amplo e complexo envolvendo as vertentes econômica, institucional, legal e social (SANTOS, 2009).

De acordo com Tucci (2001) a gestão integrada das águas urbanas justifica a aplicação de grandes investimentos em infraestrutura urbana, nem sempre bem aplicados pelo Poder Público. As razões estão na óbvia necessidade de uma abordagem integrada no seu gerenciamento e na conscientização pública desenvolvida, sobretudo, pela poluição causada por efluentes urbanos e pelo aporte de sedimentos, os quais afetam as próprias áreas urbanas e os corpos d'água que recebem esses efluentes.

Segundo Baptista e Nascimento (2002) a gestão da drenagem pluvial urbana no Brasil iniciou-se com a aplicação de conceitos higienistas, o que poderia explicar, ainda que parcialmente, a fragilidade institucional, legal, técnica e econômica dos serviços de drenagem em inúmeras cidades brasileiras, com reflexos óbvios na eficiência da operação e manutenção dos sistemas, na medida em que conduzem a dificuldades para a introdução de inovações tecnológicas, em termos de planejamento, projeto e gestão integrada do sistema.

Com efeito, o enfoque sanitário-higienista setorizou a drenagem pluvial no Brasil influenciando o atual arranjo institucional municipal em que os municípios apresentam uma capacidade institucional e arcabouço legal limitados para enfrentar problemas tão complexos e interdisciplinares.

O Ministério das Cidades (BRASIL, 2005) destaca que, do ponto de vista técnico, três limitações emergem como principais: a primeira refere-se ao conhecimento precário do sistema de drenagem já construído, a segunda diz respeito ao conhecimento insuficiente sobre os processos hidrológicos e o funcionamento hidráulico dos sistemas implantados e a terceira limitação é a inadequação das equipes técnicas e gerenciais responsáveis pelos serviços de drenagem pluvial.

Normalmente, as ineficiências de gestão têm origem em problemas de carência de integração gerencial, com reflexos no funcionamento dos sistemas de drenagem existentes ou no desenvolver de novas implantações do que, propriamente, no fracasso institucional.

Logo, a multidisciplinaridade de processos envolvidos com as águas urbanas requer a integração das áreas com clareza e desagregação de interfaces entre órgãos (POMPÊO, 2000).

Medidas para gerenciar a qualidade das águas pluviais são comumente conhecidas como Best Management Practices (BMPs), ou seja, melhores práticas de gestão. Estas são técnicas estruturais, não estruturais e gerenciais que são apresentados como meios potenciais de eficácia e práticos para prevenir e/ou reduzir fontes de poluição pontual e difusa, a fim de promover a qualidade das águas pluviais e, por consequência, proteger o meio ambiente (CLARY et al., 2002).

### 2.2.3 Poluição difusa nos sistemas de drenagem urbana

Em áreas urbanas já com algum grau de consolidação, devido a fatores relacionados à ineficiência de infraestrutura urbana e às condições socioeconômicas e culturais, os sistemas de drenagem urbana tornam-se vias de transporte de efluentes domésticos aos cursos d'água.

Segundo Araújo (2016) essa prática é prejudicial, já que a rede não é dimensionada para tal ação e nem possui unidades de tratamento. Assim sendo, toda a carga orgânica comprometerá a qualidade da água no sistema de drenagem, como também nos recursos hídricos a estes interligados.

A contaminação das águas de drenagem por esgotos merece destaque por ser, dentre as fontes poluidoras, a que mais vem causando entraves na gestão das águas urbanas. Além disso, um fator preponderante é a qualidade da gestão, pois em vários municípios brasileiros as prefeituras autorizam o lançamento de esgotos nos sistemas de drenagem, o que ocorre principalmente pela ausência do sistema de esgotamento sanitário, conforme apresentado no Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos apresentado no SNIS (BRASIL, 2012).

Águas pluviais urbanas deveriam ser usadas como recurso para abastecimento potável e não potável dentro das cidades e outras áreas urbanas (SIDHU et al., 2012). Entretanto, na maioria dos casos, essas águas pluviais contêm uma variedade de produtos químicos, metais e material fecal de origem humana e animal além de nutrientes (N e P). Existem vários impedimentos para a reutilização de águas pluviais para fins potáveis e não potáveis em áreas residenciais urbanas. O problema mais significativo pode estar associado à presença de agentes patogênicos, potencialmente por contaminação de esgoto humano (SAUER et al., 2011).

No Brasil, o recomendado é o sistema separador absoluto e, neste caso, o lançamento de efluentes no sistema de drenagem é ilegal. Por vezes, as águas servidas também são

lançadas diretamente nos corpos d'água antes de qualquer tratamento para desinfecção ou descontaminação. Estas são práticas altamente nocivas não só porque reduzem o tempo do “ciclo hidrológico urbano”, mas também porque são responsáveis pela degradação da qualidade das águas no ambiente urbano (BOTELHO, 2011).

Além desses resíduos líquidos, os canais de macrodrenagem, sofrem uma pressão antrópica do aporte de resíduos sólidos por parte da população que inadequadamente, utiliza suas calhas e margens como locais de disposição de seus resíduos sólidos, o que acarreta comprometimento em seu funcionamento (SMDU, 2012).

Neves (2006) afirma que a presença de resíduos na rede de drenagem, além dos muitos impactos ao meio ambiente natural e à saúde humana, compromete a eficiência dos sistemas de drenagem urbana, estando diretamente relacionada a entupimentos, inundações, ondas de resíduos sólidos e diversas perdas econômicas. Além disso, aumentam os custos de limpeza na drenagem, bem como os requisitos financeiros, que o ambiente transfere para a sociedade.

#### *2.2.3.1 Indicadores de poluição difusa nos sistemas de drenagem urbana*

##### ➤ **Sedimentos:**

Os sólidos em suspensão (SS) são um dos poluentes mais comuns de águas pluviais (USEPA, 1983). As partículas do solo são importantes transportadores de poluentes químicos e de nutrientes nas águas. Além disso, as partículas em suspensão na água podem reduzir a luz necessária para que ocorra a fotossíntese para a vida vegetal, obstruir as brânquias dos peixes e ter outros efeitos negativos na vida aquática (CHEUNG E SHIN, 2005).

##### ➤ **Nutrientes:**

Ahlman (2006) afirma que todas as plantas requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Quando ocorre um excesso da oferta de nutrientes em riachos, lagos e estuários, as algas e plantas aquáticas irão crescer a ponto de competirem por oxigênio e espaço na água, tornando o ambiente eutrofizado.

Ambientes aquáticos cobertos por vegetação podem eventualmente impedir uso recreativo para pesca e natação. Esses ambientes são tipicamente o resultado de nutrientes oriundos de sistemas sépticos ineficientes ou de fertilizantes provenientes da agricultura e gramados que são carregados para o corpo aquático por escoamento das águas pluviais.

Nitrogênio e fósforo são nutrientes encontrados comumente em águas pluviais. As

cargas de nutrientes do escoamento urbano são geralmente menores em comparação com outras fontes no ambiente (USEPA, 1983). Malmqvist (1983 apud AHLMAN, 2006) relatou a deposição atmosférica como a maior fonte de nitrogênio em duas bacias hidrográficas em Göteborg, na Suécia. O mesmo estudo também atribuiu a deposição atmosférica e os excrementos de animais como fontes dominantes de fósforo. Outras fontes de fósforo tais como lixiviação de folhas de árvores (picos no outono e no final da primavera), fertilizantes de gramado e escape de automóveis, são relatadas por Thomson et al. (1997).

➤ **Metais pesados:**

Os metais pesados pertencem a um grupo de metais altamente tóxicos que geralmente são prejudiciais às plantas e animais. Denominados de oligoelementos, alguns metais pesados em concentrações ínfimas (por exemplo, cobre, selênio, zinco) são essenciais para manter o metabolismo, pois se dosados em concentrações mais altas podem acarretar em envenenamento (AHLMAN, 2006).

Ainda de acordo com Ahlman (2006) os metais pesados são considerados uma ameaça à saúde devido à sua tendência de acumulação no corpo e na cadeia alimentar. Seu impacto negativo na saúde pode ser agudo, ocorrendo rapidamente após a exposição, ou crônico, ocorrendo durante um longo período de tempo. Os metais pesados mais relevantes para incluir em estudos de águas pluviais são cobre, zinco, chumbo, cádmio, níquel e cromo.

O Programa Nacional de Escoamento Urbano (NURP) conduzido pela Agência Americana de Proteção Ambiental, concluiu que os metais pesados são prioritariamente os poluentes mais comuns encontrados no escoamento urbano (USEPA, 1983). Cobre, zinco e chumbo foram encontrados em mais de 90% das amostras de águas pluviais.

➤ **Poluentes orgânicos:**

Compostos orgânicos possuem estruturas de ligação longas, geralmente feitas de carbono. O comportamento dos compostos orgânicos é dependente de sua estrutura, tamanho, forma e presença de grupos funcionais que são importantes determinantes da toxicidade (AHLMAN, 2006).

Existe uma grande variedade de diferentes tipos de poluentes orgânicos e os grupos com relevância para as águas pluviais são:

- ✓ **Hidrocarbonetos:** Podem ser divididos em duas classes, hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos. Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) são mais reativos que os hidrocarbonetos alifáticos. Concentrações de PAHs - compreendendo numerosos

compostos carcinogênicos - têm aumentado nas últimas décadas em muitos lagos urbanos, particularmente em áreas de rápido crescimento urbano (VAN METER et al., 2000). Moilleron et al. (2002) investigaram hidrocarbonetos alifáticos em amostras de escoamento urbano com captação no centro de Paris. As medições sugerem que os hidrocarbonetos alifáticos foram em grande parte derivados de fontes de petróleo, e os autores concluem que as emissões dos veículos juntamente com a precipitação atmosférica constituem a parte principal da produção de hidrocarbonetos.

- ✓ **Bifenilos policlorados (PCBs):** Compostos orgânicos sintéticos largamente utilizados na indústria como fluídos dielétricos em transformadores e capacitores, tintas e óleos lubrificantes hidráulicos. Após detecção no meio ambiente, no final dos anos 1960, em seguida foram identificados como contaminantes de todo o ecossistema global, incluindo ar, água, solo, plantas, animais, seres humanos e alimentos, o que levou à sua proibição em 1977, nos Estados Unidos, e, em 1981, no Brasil. Porém, sua utilização ainda é permitida no nosso País em equipamentos eletrônicos antigos, até que seja realizada a sua substituição por produto isento de PCBs. Esse fato tem resultado em diversos episódios de utilização, armazenamento e descarte inadequados, contaminando o meio ambiente, os animais, os seres humanos e toda a cadeia alimentar. Apesar de extensas ações regulamentares os PCBs continuam sendo um foco de atenção ambiental (MOHR e COSTABEBER, 2012).
- ✓ **Pesticidas:** Referem-se a todas as substâncias usadas para destruir a vegetação indesejada (herbicidas / fungicidas), insetos (inseticidas) ou outros animais. Inseticidas como DDT são muito perigosos porque se acumulam nos tecidos adiposos dos animais e adentram na cadeia alimentar. Embora a principal preocupação na poluição por pesticidas decorra do escoamento agrícola, o escoamento urbano também pode conter concentrações elevadas de pesticidas devido ao uso em áreas de parques e gramados em áreas suburbanas (AHLMAN, 2006).
- ✓ **Patógenos:** São microrganismos causadores de doenças (disenteria, hepatite, gastroenterite e infecções parasitárias) e que estão frequentemente presentes no material fecal de humanos ou em animais. A extensão dos patógenos na água é tipicamente indicada pelos níveis de coliformes fecais. Fontes difusas de poluição por patógenos incluem escoamento de águas pluviais de superfícies permeáveis e impermeáveis, sistemas sépticos deficientes e deposição direta de fezes de animais (AHLMAN, 2006). Jeng et al. (2005) utilizaram coliformes fecais, *Escherichia coli* e enterococos como organismos indicadores para avaliar a contaminação microbiana resultante do escoamento de águas pluviais urbanas para o estuário do lago Pontchartrain, Louisiana, Estados Unidos. Durante as condições de tempo chuvoso, os autores descobriram que o escoamento das águas pluviais foi responsável por elevar os organismos indicadores tanto na coluna de água como nos sedimentos, especificamente nas proximidade das descargas do emissário.

### 2.3 USO DE ÁGUAS PLUVIAIS URBANAS COMO RECURSO HÍDRICO

A utilização de água pluvial como recurso hídrico vem sendo apresentada em um plano secundário e, dessa forma, tem-se desperdiçado uma fonte de água que, a depender da qualidade, pode ser adequada até para o consumo humano direto (SILVA, 2011).

Silva (2011) também afirma que os deflúvios decorrentes de chuvas intensas em áreas urbanas podem ser direcionados para dispositivos de armazenamento, e receber tratamento para posterior utilização no meio urbano, contudo, esses consideráveis volumes armazenados não são utilizados devido ao manejo de águas pluviais estar associado quase exclusivamente a ações que visam à diminuição dos efeitos indesejáveis das enchentes, que se intensificam frente à impermeabilização do solo e/ou ocupação de calhas secundárias de rios.

Nas regiões que padecem com a escassez de água, como o semiárido brasileiro, a fonte de água principal é o manancial meteórico, no entanto, é de suma importância que a população adote medidas de proteção sanitária para garantir o consumo seguro de água, baseadas sempre no conhecimento de que os primeiros milímetros de chuva são os que apresentam as piores qualidades de água, e os maiores riscos de contaminação.

Ao se gerenciar o uso das águas pluviais, utilizando-as no meio urbano ou rural, tem-se vantagens econômicas, ambientais e também sociais. As vantagens de caráter econômico relacionam-se à possibilidade de redução dos custos com o transporte de água; na esfera ambiental caracteriza-se em excelente alternativa, por reduzir o uso de águas de mananciais subterrâneos ou superficiais; e no âmbito social é vantajoso por promover solução difusa e independente de abastecimento de água para as populações (PORTO et al., 2009).

Okun (2000) aponta a viabilidade de uso da água pluvial na irrigação, nas indústrias, em diversos usos domésticos, na construção civil, na irrigação de áreas disponíveis para atividades esportivas, na dessedentação de animais, etc. Nesse contexto, o reuso deve ser entendido como uma atividade constituinte do processo de gestão de recursos hídricos.

Anderson (2003) destaca a necessidade de gerenciamento integrado das águas urbanas, sejam elas provenientes de estações de tratamento de esgotos ou de águas pluviais, além disso, fez um levantamento de exemplos de países como África do Sul, Austrália, Singapura, China, México e Estados Unidos que usaram água de reuso para diversos fins urbanos não potáveis, e fins potáveis, graças a avançados processos de tratamento, e muitos anos de monitoramento de qualidade da água a ser reutilizada.

Os usos propostos para reutilização de água devem ser função da qualidade da água disponível, devendo a água obedecer a parâmetros estabelecidos para cada uso previsto. Por

exemplo, para reutilizar esgoto doméstico tratado na irrigação, deve-se avaliar o teor de nitrogênio, de sais dissolvidos, etc, para que não sejam acarretados problemas tanto para a cultura irrigada quanto para o solo onde está sendo aplicado o esgoto. Outro exemplo é o reuso de água em caldeiras industriais, neste caso, um dos principais indicadores a ser analisado é a dureza, uma vez que esta pode provocar incrustações, reduzindo a área de escoamento e provocando aumento de perda de carga, que são indesejáveis. Portanto, o conhecimento dos possíveis usos que podem ser atribuídos a uma água é fundamental, assim como o conhecimento de parâmetros e/ou recomendações associadas a cada uso (SILVA, 2011).

### 2.3.1 Regulação nacional e internacional

A legislação federal brasileira estabelece padrões de qualidade de água, não especificamente para reuso, mas em função do uso atribuído às águas. Dessa forma, servem como orientação da qualidade que as águas devem possuir, legislações federais e estaduais dentre as quais destacam-se o Anexo XX da Portaria de Consolidação número 5/2017, do Ministério da Saúde, que refere-se a normas de qualidade de água para consumo humano e a Resolução CONAMA N° 357/2005, que fornece informações acerca do enquadramento de corpos aquáticos superficiais (SILVA, 2011).

A Resolução CONAMA N° 357/2005 dispõe sobre a classificação e dá diretrizes para o enquadramento dos corpos de águas superficiais, estabelecendo padrões de qualidade de águas, classes e usos para os quais se destinam, conforme as seguintes classes:

- **Classe Especial:** Abastecimento para consumo humano após desinfecção, preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
- **Classe 1:** Abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
- **Classe 2:** Abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto, aquicultura e atividades de pesca;

- **Classe 3:** Abastecimento para consumo humano após tratamento avançado, irrigação de culturas arbóreas, pesca, recreação de contato secundário, dessedentação de animais;
- **Classe 4:** Navegação e harmonia paisagística.

A Tabela 2.1 sintetiza alguns padrões de qualidade para água doce, estabelecidos Resolução CONAMA N° 357/05.

**Tabela 2.1 - Padrão de qualidade de água doce estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357/05**

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
pH	6 à 9	6 à 9	6 à 9	6 à 9
Turbidez (uT)	≤ 40	≤ 100	≤ 100	-
DBO (mg/L O <sub>2</sub> )	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-
OD (mg/L O <sub>2</sub> )	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
SDT (mg/L)	≤ 500	≤ 500	≤ 500	-
Fósforo Total (mg/L)	≤ 0,025	≤ 0,05	≤ 0,075	-
Nitrato (mg/L)	≤ 10	≤ 10	≤ 10	-
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	3,7 para pH=7,5 2 para 7,5<pH ≤ 8 1 para 8<pH≤8,5 0,5 para pH>8,5	3,7 para pH=7,5 2 para 7,5<pH ≤ 8 1 para 8<pH≤8,5 0,5 para pH>8,5	13,3 para pH≤7,5 5,6 para 7,5<pH≤8 2,2 para 8<pH≤8,5 1 para pH >8,5	-
Cloretos (mg/L)	≤ 250	≤ 250	≤ 250	-
<i>E.coli</i> (NMP/100mL)	≤ 200	≤ 1000	≤ 2500	-

Fonte: CONAMA N° 357/05.

Em geral, no Brasil, são adotados padrões referenciais internacionais ou orientações técnicas produzidas por instituições privadas, acerca dos sistemas de reuso da água devido o mesmo ainda não dispor de normatização técnica específica. Este fator tem se revelado como um entrave para a aplicação dessa prática no País, uma vez que a falta de legislação e normatização específica dificulta o trabalho dos profissionais, podendo até colocar em risco à saúde da população devido à falta de orientação técnica para a implantação dos sistemas de reuso das águas servidas e a respectiva fiscalização dos mesmos (REZENDE, 2016).

Dominato (2011) destaca que no Brasil, apenas no ano de 2005 foi apresentada a primeira resolução referente ao reuso de águas, a Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) N°. 54, de 28 de novembro de 2005, porém, tal resolução especifica apenas as modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, não estabelecendo parâmetros específicos para seu emprego.

A referida resolução determina em seu Artigo 3º que:

*Art. 3º O reuso direto não potável de água, para efeito desta Resolução, abrange as seguintes modalidades:*

*I - reuso para fins urbanos: utilização de água de reuso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana;*

*II - reuso para fins agrícolas e florestais: aplicação de água de reuso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;*

*III - reuso para fins ambientais: utilização de água de reuso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente;*

*IV - reuso para fins industriais: utilização de água de reuso em processos, atividades e operações industriais; e,*

*V - Reuso na aquicultura: utilização de água de reuso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.*

...

*§ 2º As diretrizes, critérios e parâmetros específicos para as modalidades de reuso definidas nos incisos deste artigo serão estabelecidos pelos órgãos competentes.*

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) através da NBR 13969/1997 classifica as águas de reuso segundo seus usos preponderantes (Quadro 2.1) e ainda estabelece alguns critérios de qualidade da água para reuso de acordo com seus usos pretendidos (Tabela 2.2).

**Quadro 2.1 - Classificação das águas de reuso e seus usos preponderantes**

Classe	Usos preponderantes
1	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Lavagem de carros; e</li> <li>▪ Outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador incluindo chafarizes.</li> </ul>
2	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Lavagem de pisos, calçadas e irrigação dos jardins;</li> <li>▪ Manutenção dos lagos e canais para fins paisagísticos, exceto chafarizes.</li> </ul>
3	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Reuso nas descargas dos vasos sanitários.</li> </ul>
4	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Reuso nos pomares, cereais, forragens, pastagem para gado; e</li> <li>▪ Outros cultivos através de escoamento superficial ou sistema de irrigação pontual.</li> </ul>

Fonte: ABNT NBR 13969 (1997).

**Tabela 2.2 - Critérios de qualidade da água de reuso**

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Turbidez (uT)	< 5	< 5	< 10	-
C <sub>Ter</sub> (NMP/100 mL)	< 200	< 500	< 500	< 5000
SDT (mg/L)	< 200	-	-	-
pH	Entre 6,0 e 8,0	-	-	-
Cloro residual (mg/L)	Entre 0,5 e 1,5	> 0,5	-	-
Oxigênio dissolvido (mg/L)	-	-	-	≥ 2

Fonte: ABNT NBR 13969 (1997).

Cunha (2008) cita que embora no Brasil o reuso da água seja uma prática relativamente recente, internacionalmente a mesma já vem sendo utilizada desde o início do Século XIX. Inicialmente, o reuso agrícola era predominante, no entanto, com a expansão dos grandes centros que passou a demandar água, assim como o aumento da escassez hídrica o reuso urbano recebeu mais atenção, se tornando comum em diversos países como Israel, Tunísia, Jordânia, Arábia Saudita, México, entre outros.

As publicações da Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA) e da Organização Mundial de Saúde (OMS) são frequentemente utilizadas como referência na implantação de sistemas de reuso (REZENDE, 2016). Como exemplo tem-se a publicação mais recente da USEPA intitulada “Guidelines for Water Reuse”, ou Orientações para o reuso de água que aborda as novas aplicações, tecnologias e diretrizes acerca do reuso de água.

Nos Estados Unidos cada estado possui sua própria regulamentação e publica padrões para a qualidade das águas de reuso em suas diversas modalidades assim como os mínimos tratamentos específicos requeridos necessários à sua utilização. A USEPA compila estes padrões e propõe valores gerais a serem adotados como referência. Os padrões de qualidade da água para reuso urbano propostos pela USEPA (2012) estão reunidos na Tabela 2.3.

**Tabela 2.3 - Padrões de qualidade da água para reuso urbano propostos pela USEPA**

Parâmetro	Estados Unidos	
	Uso irrestrito	Uso restrito
Turbidez (uT)	≤ 2	-
CTT (NMP/100 mL)	Não detectável	≤ 200
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	≤ 30
pH	6,0 -9,0	6,0 -9,0
Cloro residual (mg/L)	≥ 1,0	≥ 1,0
DBO (mg/L)	≤ 10	≤ 30

Fonte: Adaptado de USEPA (2012).

De forma análoga à USEPA, o Department of Health of Western Australia (DHWA) também sugere critérios de qualidade para água de reuso (Tabela 2.4) na publicação intitulada “Guidelines for the Nonpotable Uses of Recycled Water in Western Australia” de 2011. Na

Austrália os usos urbanos são subdivididos em 3 categorias, a seguir (DHWA, 2011):

- ✓ **Uso 1:** Uso interno em habitações multifamiliares, irrigação de superfícies externas, irrigação urbana em local com acesso irrestrito, descarga de vasos sanitários e máquinas de lavar.
- ✓ **Uso 2:** Irrigação urbana em local com alguma restrição de acesso, combate a incêndios, chafarizes e espelhos d'água, usos industriais com potencial exposição humana e controle de poeira.
- ✓ **Uso 3:** Irrigação urbana com total restrição ao acesso, irrigação subsuperficial e irrigação de agricultura sem fins para consumo humano.

**Tabela 2.4 - Critérios de qualidade da água de reuso urbano segundo DHWA**

Parâmetro	Austrália		
	Uso 1	Uso 2	Uso 3
Turbidez (uT)	< 2	< 5	-
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	<1	< 10	<1000
SST(mg/L)	< 10	< 30	< 30
pH	6,5 –8,5	6,5 –8,5	6,5 –8,5
CRT (mg/L)	0,2 -2,0	0,2 -2,0	0,2 -2,0
DBO (mg/L)	< 10	< 20	< 20
Colifagos (NMP/100mL)	< 1	-	-
<i>Clostridium</i> (NMP/100mL)	< 1	-	-

Fonte: Adaptado de DHWA (2011).

As diretrizes da OMS, predominantemente voltadas para a agricultura, pouco se dedicam aos usos urbanos, referindo-se apenas à irrigação de parques e jardins, para os quais sugerem um padrão para coliformes termotolerantes de < 200 NMP/100mL e ovos de helmintos < 1 ovo/L (WHO, 1989).

### 2.3.2 Reuso de águas pluviais urbanas na agricultura

A disponibilidade de água é essencial para o sucesso das empresas agrícolas a nível nacional e global e este fato tem gerado discussões que envolvem questões relacionadas à saúde humana, segurança alimentar, economia, sociologia, estudos comportamentais e ciências ambientais (O'NEILL e DOBROWOLSKI, 2011). Como tal, quase 60% de toda a água doce retirada do mundo destinam-se para usos de irrigação e, em 2050, com o aumento da população os suprimentos devem requerer uma demanda de 70%. O aumento da produção é projetada em função, principalmente, da intensificação das terras cultivadas existentes, com a irrigação desempenhando um papel importante (FAO, 2011).

Nos Estados Unidos, a irrigação agrícola totaliza aproximadamente 37% de toda a água doce retirada (KENNY et al., 2009). Frente à essa questão a variabilidade climática interanual, a expansão das populações urbanas, o aumento das demandas de água dos setores municipal e industrial passam agora a competir por fontes de água tradicionalmente reservadas à agricultura irrigada, suscitando impactos que revelam-se como um dos maiores desafios globais.

Baseado no documento da USEPA (2012) as águas reaproveitadas utilizadas na agricultura já denotam uma longa história e atualmente já representam uma porcentagem significativa de utilização nos Estados Unidos. Deste modo, o Departamento de Agricultura do País realizou financiamentos tendo como prioridade principal a reutilização de água, devido às suas vantagens que são:

- ✓ O fornecimento de água reaproveitada é altamente viável e aumenta tipicamente com o crescimento populacional.
- ✓ O custo do tratamento de águas residuárias para padrões secundários é geralmente menor do que o custo da água potável advinda de fontes não convencionais (por exemplo, dessalinização).
- ✓ A opção de alocar a água reaproveitada para a irrigação é, muitas vezes, a alternativa de gestão preferida por ser menos dispendiosa para municípios.
- ✓ Água reaproveitada é uma alternativa para complementar e estender as fontes de água doce para irrigação.
- ✓ Em muitas localidades, a água reaproveitada pode ser a água da mais alta qualidade disponível para os agricultores, podendo representar uma fonte de baixo custo de fertilizante.

O uso da água reaproveitada na agricultura tem sido amplamente apoiado por políticas regulatórias e institucionais. Em 2009, por exemplo, o Conselho Estadual de Controle de Recursos Hídricos da Califórnia (State Water Resources Control Board – SWRCB) adotou uma política de critérios para reuso de água, a fim de promover a utilização na agricultura.

Em resposta a uma crise de água sem precedentes ocasionada pelo colapso do ecossistema Bay-Delta, mudanças climáticas, crescimento populacional contínuo e seca severa no rio Colorado, o SWRCB foi solicitado a exercer a autoridade que lhe é atribuída para estimular o reuso da água, apresentando leis estaduais e federais consistentes sobre a qualidade da água. Como resultado, estima-se que no futuro o reuso de água na Califórnia

alcance 2 milhões de acre-pés/ano até 2020, e 3 milhões de acre-pés/ano até 2030 (SWRCB, 2009). Nos dias atuais, a Califórnia recicla 650.000 acre-pés/ano, uma quantia que duplicou nos últimos 20 anos com a agricultura atuando como o principal uso da água reciclada (SWRCB, 2009).

Na Flórida, a promoção da água reaproveitada começou em 1966. Atualmente, 63 dos 67 municípios têm em seus banheiros sistemas com água reaproveitada. Um dos maiores projetos de água reaproveitada é o conhecido Water Conserv II implantado em Orange County, na Flórida, onde os agricultores utilizam água reaproveitada para a irrigação de tangerinas desde 1986. Outro exemplo de longa duração de reaproveitamento da água nos Estados Unidos é a cidade de Lubbock, Texas, na qual a água reaproveitada tem sido usada para irrigar algodão, sorgo e trigo desde 1938.

#### *2.3.2.1 Qualidade das Águas para Irrigação*

Pode-se definir a qualidade da água por suas características físicas, químicas ou biológicas. Costa et al. (2005) afirmam que a composição e a qualidade das águas destinadas à irrigação dependem da zona climática, da fonte da água, do trajeto percorrido, da época do ano e da geologia da região.

Essa qualidade pode variar ainda de acordo com o tipo e a quantidade de sais dissolvidos, que são encontrados em quantidades pequenas, porém, muitas vezes, significativas, tendo sua origem na intemperização das rochas e dos solos, pela dissolução lenta do calcário e de outros minerais, que são levados pelas águas de irrigação e se depositam no solo, acumulando à medida que a água evapora ou é consumida pelas culturas (DOMINATO, 2011).

Para Santos (2006), embora a intemperização das rochas atue como a fonte principal e mais direta de todos os sais encontrados no solo, raros são os exemplos em que a mesma tenha provocado, de forma direta, problemas de salinidade no solo. Comumente tais problemas são associados à água de irrigação, à água de drenagem e à intrusão salina.

São muitos os problemas que a água usada na irrigação pode conferir ao solo e a culturas vegetais, como por exemplo, problemas de infiltração, excesso de nutrientes, elevada dureza, salinização, deficiências de alguns elementos e toxicidade a íons específicos (SILVA, 2011). A Tabela 2.5 apresenta as recomendações para a qualidade da água a ser empregada na agricultura.

**Tabela 2.5 - Recomendações para a qualidade da água a ser empregada na agricultura**

Parâmetro	Grau de Restrição ao Uso		
	Nenhum	Leve a moderado	Severo
Condutividade (dS m <sup>-1</sup> )	< 0,7	0,7 a 3,0	> 3,0
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L <sup>-1</sup> )	< 450	450 a 2000	> 3000
Razão de			
0 a 3	> 0,7	0,7 a 0,2	< 0,2
3 a 6	> 1,2	1,2 a 0,3	< 0,3
Adsorção de			
6 a 12	> 1,9	1,9 a 0,5	< 0,5
12 a 20	> 2,9	2,9 a 1,3	< 1,3
Sódio	> 5,0	5,0 a 2,9	< 2,9
<b>Toxicidade de Íon Específico (Irrigação Superficial)</b>			
Boro (mg L <sup>-1</sup> )	< 0,7	0,7 a 3,0	> 3,0
Sódio (RAS)	< 3,0	3,0 a 9,0	> 9,0
Cloreto (meq. L <sup>-1</sup> )	< 4,0	4,0 a 10,0	> 10,0
N-NO <sub>3</sub> <sup>-1</sup> (mg. L <sup>-1</sup> )	< 5,0	5,0 a 30,0	> 30,0
pH	Variação normal de 6,5 a 8,4		

Fonte: FAO (1994).

As águas que se destinam à irrigação devem ser avaliadas principalmente sob dois aspectos, considerados importantes na determinação da qualidade agronômica das mesmas, ou seja, a salinidade e a sodicidade.

- **Salinidade:**

Importante propriedade agregada da água sendo relevante em estudos na área do uso de águas naturais e efluentes na irrigação de culturas agrícolas. É definida como uma expressão da concentração de sais dissolvidos numa determinada massa de solução (SILVA e OLIVEIRA, 2001).

Westcot e Ayers (1990 apud SILVA, 2011) apontam que a água cuja condutividade elétrica (CE) está situada abaixo de 0,7 dS/m não apresenta problema relacionado à salinidade, já aquelas com CE entre 0,7 e 3,0 dS/m, possuem salinidade moderada, podendo ser necessárias técnicas de gestão especial para seu uso. Para águas com CE maior que 3,0 dS/m as técnicas de gestão necessárias serão mais intensas, e em alguns casos será preciso substituir o cultivo por outro que apresente maior tolerância à salinidade.

Uma alta salinidade tem forte relação com o potencial osmótico, com a toxicidade iônica específica e com a degradação das condições físicas do solo. Essas variáveis podem determinar a redução das taxas de crescimento da planta, da sua produtividade e, em casos mais extremos, a perda total da plantação (PAGANINI, 2003).

A Tabela 2.6 apresenta as classes de salinidade para as águas de irrigação baseadas na concentração dos sólidos dissolvidos totais (SDT) e na condutividade elétrica (CE).

**Tabela 2.6 - Classes de salinidade para águas de irrigação**

Classes	Salinidade	SDT (mg L <sup>-1</sup> )	CE(dS.m <sup>-1</sup> )	CE (µS.cm <sup>-1</sup> )
1	Baixa	0 – 175	0 – 0,3	0 - 270
2	Média	125 - 500	0,3 – 0,8	270 - 780
3	Alta	500 – 1500	0,8 – 2,3	780 - 2340
4	Muito Alta	1500 – 3500	2,3 – 5,5	2340 - 5470
5	Extremamente Alta	> 3500	> 5,5	> 5470

Fonte: EPA – Austrália (1991).

Silva (2011) afirma que alguns íons são capazes de interagir com constituintes do solo, promovendo a sua dispersão, e conseqüentemente uma obstrução dos poros. Essa ação diminui a permeabilidade do solo, dificultando a reposição de água no solo pela irrigação, o que pode promover escassez de água nas plantas e comprometer o rendimento de culturas.

A água usada na irrigação pode contribuir com o aumento da salinidade do solo, através de um processo gradual de acumulação de sais. Assim como, nível freático alto pode aumentar a concentração de sais no solo, através da ascensão destes acima da zona radicular.

Os sais que provocam a salinidade são solúveis, portanto, o processo de lixiviação é fundamental para o controle da salinidade. Contudo se o solo apresentar baixa permeabilidade e a salinidade for muito alta a lixiviação poderá ser pouco eficiente (SILVA, 2011).

- **Sodicidade:**

Dominato (2011) considera que além da salinidade, outro fator relevante na avaliação da qualidade da água para a irrigação é o que relaciona as concentrações de sódio, cálcio e magnésio. Silva (2011) diz que o cálcio contribui para a estabilidade dos agregados e estrutura do solo, o sódio ao contrário, é responsável por uma dispersão do material constituinte, que pode acarretar uma obstrução de poros e aumento da dificuldade de transporte de fluidos e o excesso de magnésio trocável no solo pode provocar uma deficiência de cálcio.

Quando a concentração de sódio é muito superior às de cálcio e de magnésio, a infiltração da água no solo é dificultada, acarretando prejuízos às culturas, devido a estes elementos atuarem no sentido de deslocar o sódio contido no solo, no processo conhecido como troca catiônica (DOMINATO, 2011).

A relação utilizada para estimar a magnitude desse problema é definida como a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e é dada pela Equação 2.1.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (2.1)$$

Sendo:

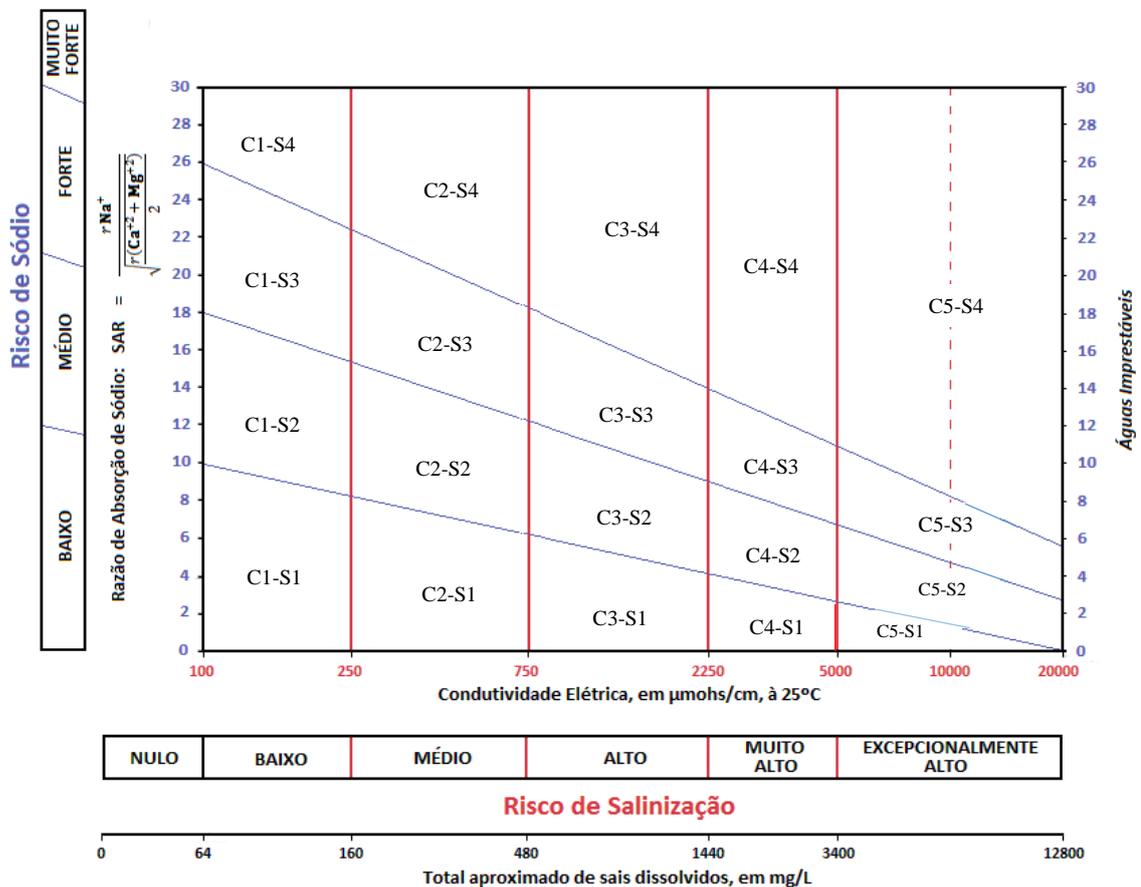
- **RAS** - Razão de adsorção de sódio;
- **Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>** - Corresponde aos valores das concentrações dos elementos (meq. L<sup>-1</sup>).

Uma excessiva concentração de sódio na água de irrigação, excedendo a relação de 3 para 1 com o cálcio, contribui para a dispersão do solo e seu colapso, onde as partículas finas ocupam os poros e selam a superfície, reduzindo a taxa de infiltração (USEPA, 2004).

Independentemente do RAS, o teor absoluto de sais de uma água é um fator limitante de seu uso na agricultura, em que pese a grande variação de tolerância a sais por parte da vegetação. A salinidade total da água age tanto sobre o solo como sobre as plantas, interferindo em seu processo osmótico (SILVA, 2011).

Segundo Telles (1984) o Departamento de Agricultura norte-americano desenvolveu um diagrama, que estabelece o risco devido à salinidade, em função, basicamente, de dois fatores o índice RAS e o teor total de sais da água, estimado a partir de sua condutividade elétrica, e este é apresentado em sua forma atualizada na Figura 2.2.

**Figura 2.2 - Limites do RAS em função da condutividade elétrica do efluente**



Fonte: Mobus (2014).

No geral, à classificação do efluente, com relação à sua condutividade e à sodicidade, obedece a alguns valores (TELLES, 1984 e CETESB, 2005):

- Valores até  $250 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  – o efluente é classificado como C1;
- De 251 a  $750 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  – o efluente é classificado como C2;
- De 751 a  $2250 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  – o efluente é classificado como C3;
- De 2251 a  $5000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  - o efluente é C4; e,
- Valores superiores a  $5000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  é C5.

Dentre os critérios existentes para classificar a água para uso na irrigação, um dos mais aceitos e usados, é o do United States Salinity Laboratory (USSL), de Riverside. Este método baseia-se na razão de adsorção de sódio (RAS) e na condutividade elétrica (CE) da água. As categorias de água para irrigação segundo o USSL (1954 apud FUNCEME, 2014) são:

- **C0** - Água de baixíssima salinidade e que pode ser utilizada sem restrição para irrigação.
- **C1** - Águas de baixa salinidade, CE compreendida entre 100 e  $250 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ . Podem ser utilizadas para irrigar a maioria das culturas, na maioria dos solos, com pequeno risco de incidentes quanto à salinização do solo, salvo se a permeabilidade deste último for extremamente baixa.
- **C2** - Águas de salinidade média, CE compreendida entre 250 e  $750 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ . Devem ser usadas com precaução e de preferência em solos silto-arenosos, siltosos ou areno-argilosos quando houver uma lixiviação moderada do solo. Os vegetais de fraca tolerância salina podem ser cultivados, na maioria dos casos, sem perigo.
- **C3** - Águas de alta salinidade, CE compreendida entre 750 e  $2250 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ . Só podem ser utilizadas em solos bem drenados, mesmo quando o solo é bem cuidado, devem ser tomadas precauções especiais de luta contra a salinização e apenas os vegetais de alta tolerância salina devem ser cultivados.
- **C4** - Águas de salinidade muito alta, CE compreendida entre 2.250 e  $5.000 \mu\text{mhos}\cdot\text{cm}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ . Geralmente não servem para irrigação, todavia podem ser excepcionalmente utilizadas em solos arenosos permeáveis, bem cuidados e abundantemente irrigados. Apenas os vegetais de altíssima tolerância salina podem ser cultivados.
- **C5** - Águas de salinidade extremamente alta, CE compreendida entre 5.000 e 20.000

$\mu\text{mhos.cm}^{-1}$  a 25 °C. São águas utilizáveis apenas em solos excessivamente permeáveis e muito bem cuidados, salvo exceções, unicamente para palmeiras, sobretudo com condutividade acima de  $10.000 \mu\text{mhos.cm}^{-1}$  a 25°C.

- **S1** - Águas fracamente sódicas, podem ser utilizadas para quase todos os solos com fraco risco de formação de teores nocivos de sódio susceptível de troca. Prestam-se ao cultivo de quase todos os vegetais.
- **S2** - Águas medianamente sódicas, apresentam perigo de sódio para os solos de textura fina e forte capacidade de troca de cátions. Podem ser utilizadas para solos de textura grosseira ou ricos em matéria orgânica e com boa permeabilidade.
- **S3** - Águas altamente sódicas com perigo de formação de teores nocivos de sódio na maioria dos solos, salvo nos solos gipsíferos. Exigem tratamento especial do solo (boa drenagem, lixiviação e presença de matéria orgânica) e podem ser utilizadas em vegetais com alta tolerância ao sódio.
- **S4** - Águas extremamente sódicas, geralmente imprestáveis para a irrigação, salvo se a salinidade global é fraca ou pelo menos média. Podem ser aplicadas em solos altamente drenáveis, ricos em carbonatos.

### 2.3.3 Reuso de águas pluviais urbanas na piscicultura

O emprego de águas residuárias na piscicultura tem por finalidade obtenção de energia ou alimento para as espécies, através da assimilação dos nutrientes existentes nessas águas, sendo dessa forma, possível aumentar a produtividade e, possivelmente, a produção lucrativa dos peixes (SILVA, 2011).

A utilização de águas residuárias na piscicultura em países em desenvolvimento é relativamente baixa, mas na Índia, Alemanha, México, Peru, EUA, Indonésia, China e Israel, tal prática é bastante difundida e antiga.

Na piscicultura pode ser praticada a monocultura ou policultura de espécies de peixes, sendo que, neste último caso, o sucesso da prática irá depender da flexibilidade das espécies viverem, cada uma, em diferentes profundidades dos tanques em função da concentração de oxigênio dissolvido disponível (SANTOS et al., 2009).

Bastos et al. (2003) afirmam que, dentre os principais indicadores da qualidade de água de interesse na piscicultura destacam-se o pH, a alcalinidade, a turbidez, o oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica, a temperatura, nutrientes e clorofila.

De maneira geral, o efeito do pH sobre peixes é indireto, e está relacionado com a solubilidade, com a forma e toxicidade de diversas substâncias que podem ser nocivas às

espécies. Em relação ao teor de oxigênio dissolvido, a sua concentração é variável entre as espécies, assim como sofre variação decorrente principalmente da respiração e da taxa de fotossíntese. A temperatura, assim como o pH tem influência sobre a solubilidade de certas substâncias, além de influenciar no metabolismo de peixes.

Em se tratando de condutividade elétrica, altos valores podem indicar elevada salinidade e acentuada decomposição enquanto que baixos valores estão relacionados a uma intensa produção primária.

A tolerância de peixes ao nitrogênio é variável em função do estágio de vida, assim como, da forma de nitrogênio predominante. Entretanto, na forma de amônia livre estão os maiores problemas de toxicidade e o íon amônio pode ocasionar grandes implicações ecológicas (ESTEVES, 2011).

Silva (2011) expõe que o fósforo é considerado um nutriente limitante à produtividade em viveiros, sendo sua forma mais predominante a de ortofosfato. Entretanto, em pH elevado (maior que 9), pode ocorrer a precipitação de fósforo.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece que para as atividades de pesca e aquicultura em água doce, as águas destinadas a essa utilização devem possuir os padrões de qualidade expressos na Tabela 2.7:

**Tabela 2.7 - Padrões de qualidade de água para utilização em pesca e aquicultura**

Destinação	Tipo	Classe	Padrões
Pesca e aquicultura	Água doce	2	pH: 6 a 9 Turbidez: $\leq 100$ uT DBO $\leq 5$ mg/L OD $\geq 5$ mg/L SDT $\leq 500$ mg/L Fósforo Total: $\leq 0,05$ mg/L Nitrogênio Amoniacal: 3,7 mg/L N para pH $\leq 7,5$ 2 mg/L N para $7,5 < \text{pH} \leq 8$ 1 mg/L N para $8 < \text{pH} \leq 8,5$ 0,5 mg/L N para pH $> 8,5$ Cloretos: $\leq 250$ mg/L <i>E.coli</i> e CT: $\leq 1000$ NMP/100 mL

Fonte: CONAMA 357 (2005).

Para Bastos et al. (2003) o cultivo de peixes tropicais requer entre outros parâmetros, o pH entre 6,5 e 9,5, OD entre 4 e 6 mg/L e a temperatura variando entre 20° e 30° C, sendo estas consideradas condições ideais.

Os padrões descritos na Tabela 2.8 são relacionados ao risco microbiológico oferecido, a partir da utilização de águas residuárias, aos tanques de piscicultura.

**Tabela 2.8 - Padrões microbiológicos de qualidade de água para utilização em piscicultura**

Ponto de amostragem	CTT <sup>1</sup> /100 mL	Ovos de helmintos	
		Nematóides intestinais humanos	Trematóides
Afluentes ao tanque piscícola	$\leq 1 \times 10^4$	$\leq 1$	ND
No tanque piscícola	$\leq 1 \times 10^3$	$\leq 1$	ND

<sup>1</sup>CTT: coliformes termotolerantes ND: não detectável

Fonte: Bastos e Bevilacqua (2006).

### 2.3.4 Reuso de águas pluviais urbanas na indústria

Práticas de reuso de água em indústrias trazem benefícios tanto para o meio ambiente quanto para a própria indústria, devido à redução de custos operacionais e melhoria da imagem frente ao mercado e à sociedade.

Os inúmeros processos produtivos podem fornecer grandes possibilidades de reutilização de águas dentro de um mesmo sistema de produção (CASANI et al., 2005). Os parâmetros que devem ser atendidos dependem dos riscos que esta poderá trazer ao processo, sistema ou produto. O conhecimento mais profundo do processo produtivo é que determinará quais parâmetros deverão ser analisados, para que se garanta segurança ao sistema de produção (SILVA, 2011).

Segundo Mierzwa e Hespanhol (2005) as principais aplicações de reuso de água em indústrias são refrigeração (Tabela 2.9), alimentação de caldeiras (Tabela 2.10), construção pesada, água de processo, sistema de combate a incêndio, lavagem de pisos, peças e de veículos, descarga de toaletes e irrigação de áreas verdes, e de espécies vegetais necessárias aos processos produtivos como, por exemplo, em indústrias sucroalcooleiras, etc. Para os autores essas atividades são as que mais consomem água e, exceto para uso como água de processo, os padrões de qualidade de água não são muito exigentes.

**Tabela 2.9 - Qualidade de água recomendada para torres de resfriamento**

Parâmetro	Unidade	Sem recirculação	Com recirculação
		Água doce	Água doce
Cálcio	mg/L	200	50
Magnésio	mg/L	*	*
Amônia	mg/L	*	*
Cloretos	mg/L	600	500
SDT	mg/L	1000	500
Dureza	mg/L	850	650
pH	-	5 a 8,3	*
OD	mg/L	Presente	*
Temperatura	°C	*	*
SST	mg/L	5000	100

\* Aceito como recebido

Fonte: Metcalf & Eddy (2003).

**Tabela 2.10 - Qualidade de água recomendada para caldeiras**

Parâmetro	Unidade	Baixa pressão	Pressão Intermediária	Alta Pressão
Cálcio	mg/L	*	0,4	0,01
Magnésio	mg/L	*	0,25	0,01
Amônia	mg/L	0,1	0,1	0,1
Bicarbonatos	mg/L	170	120	48
Cloretos	mg/L	*	*	*
Sólidos Dissolvidos	mg/L	700	500	200
Dureza	mg/L	350	1	0,07
Alcalinidade	mg/L	350	100	40
pH		7 a 10	8,2 a 10	8,2 a 9
OD	mg/L	2,5	0,007	0,007
Temperatura	°C	*	*	*
SST	mg/L	10	5	0,5

\* Aceito como recebido

Fonte: Metcalf & Eddy (2003).

### 2.3.5 Reuso de águas pluviais urbanas em áreas verdes destinadas a práticas esportivas

A utilização de água para irrigação de áreas verdes destinadas à realização de práticas esportivas, como por exemplo, campos de futebol e de golfe, requer quantias significativas de água (SILVA, 2011).

Segundo a Resolução CONAMA N° 357/2005 as águas doces destinadas a irrigação de campos de esporte e lazer devem apresentar os seguintes padrões de qualidade: pH variando entre 6 e 9; turbidez menor ou igual a 100 uT; DBO menor ou igual a 5 mg/L; OD maior ou igual a 5 mg/L; concentração de sólidos dissolvidos totais menor ou igual a 500 mg/L; fósforo total menor ou igual a 0,05 mg/L; valores máximos de nitrato de 10 mg/L; concentrações de 3,7 mg/L de nitrogênio amoniacal (para pH = 7,5); concentração máxima de cloretos de 250 mgCl/L; e coliformes termotolerantes de  $10^3$  UFC/100 mL.

Entretanto, o teor de coliformes tolerantes ganha destaque na análise de qualidade de água para irrigação de áreas verdes destinadas a práticas esportivas, uma vez que nos casos do esporte futebol, a água utilizada não pode oferecer risco sanitário aos jogadores, que pode ser originado devido ao atrito com o gramado.

Bastos e Bevilacqua (2006) recomendam, com boa margem de segurança, que águas destinadas a fins urbanos não potáveis, dentre eles a irrigação de áreas verdes para práticas esportivas, tenham teores de coliformes termotolerantes menores que  $10^3$  UFC/100 mL.

## 2.4 ANÁLISE DE RISCO

A análise de risco é uma metodologia flexível e passível de ser aplicada em várias áreas do conhecimento de maneira que pode ser adequada a diversas situações, considerando os eventos os quais se deseja prevenir ou controlar. De maneira geral, compreende três etapas desenvolvidas de forma sequencial, integrada e contínua, a avaliação de risco, o gerenciamento de risco e a comunicação de risco (GUIMARÃES, 2011).

A avaliação de risco é a aplicação de um juízo de valor para quantificar e caracterizar os riscos, possibilitando uma melhor discussão sobre a importância destes e suas consequências sociais, econômicas e ambientais, além de fornecer um suporte técnico para a tomada de decisões sobre as incertezas (GUIMARÃES, 2011). Portanto, a avaliação de risco apresenta diversas metodologias consolidadas e bem estruturadas, das quais o contexto do estudo é quem determina a melhor abordagem (NASCIMENTO, 2015).

Existem vários métodos para avaliação do risco disponíveis na literatura, entre eles os índices de risco, diagramas de localização, causa e indicadores de falhas, análise dos modos de falha e seus efeitos (FMEA), análise por árvore de eventos e análise por árvore de falhas, métodos com índice de risco, os quais podem ser classificados em qualitativos, quantitativos e técnicas híbridas (MELO, 2014).

Os métodos de caráter qualitativo se baseiam na experiência e no conhecimento adquirido pelos membros da equipe e dos especialistas no assunto (NASCIMENTO, 2015), de maneira que são discutidos segundo tabelas descritivas ou escalas de ordenação numérica para descrever as grandezas de probabilidade e consequência. Os métodos de caráter quantitativo explicitam as incertezas com base em valores numéricos da probabilidade e consequência, ou seja, o risco pode ser estimado através de relações matemáticas, ou com o embasamento em dados numéricos sobre o objeto de estudo (MELO, 2014). As técnicas híbridas, por sua vez, apresentam grande complexidade e são utilizadas de maneira específica ou com o intuito de resolver problemas imediatos, com aplicação restrita para o ponto estudado (NASCIMENTO, 2015).

Desta maneira, a avaliação de risco compreende a ferramenta principal para tomada de decisão dentro da gestão do risco e servirá como subsídio no planejamento de medidas de prevenção e mitigação dos riscos os quais os habitantes ribeirinhos, aos corpos hídricos poluídos, estão sujeitos.

#### 2.4.1 Metodologia FMEA (Failure Mode and Effect Analysis)

A metodologia de análise do modo de falhas e seus efeitos, conhecida como FMEA é um método que pode ser qualitativo e/ou quantitativo, e serve para identificar falhas potenciais de componentes, sistemas, projetos e processos, antes que elas ocorram além de minimizar o risco de falha sugerindo mudanças no projeto ou, se estas não puderam ser formuladas propondo procedimentos operacionais (IMCA, 2005; TOLEDO e AMARAL, 2006). Para Ogata (2011) os modos de falhas são as maneiras com que as falhas ou erros ocorrem e como eles se desenvolvem para gerar a falha, enquanto que o efeito seria o resultado do modo de falha, ou como o perigo é percebido pelo sistema.

O FMEA pode ser aplicado tanto no desenvolvimento do projeto do produto como do processo em si. As etapas e a maneira de realização da análise são as mesmas, diferenciando-se somente quanto ao objetivo. Deste modo, segundo Toledo e Amaral (2006) as análises FMEA's são classificadas em FMEA de produto, que analisa as falhas do produto decorrentes do projeto e FMEA de processo, que tem por finalidade evitar falhas do processo, baseadas nas não conformidades do produto com as especificações do projeto. Existe ainda um terceiro tipo, menos comum, que é o FMEA de procedimentos administrativos, em que são analisadas as falhas potenciais de cada etapa do processo.

Esta metodologia tem por base a aplicação de um formulário FMEA, para tanto, Toledo e Amaral (2006) dividem a metodologia FMEA em cinco etapas, a saber:

1. A primeira etapa é a de planejamento, por meio do qual define-se o objeto de estudo, a equipe avaliadora, marca-se a reunião e preparam-se os documentos;
2. Na segunda etapa, ocorre a análise das falhas em potencial, as principais falhas que podem ocorrer juntamente com seus efeitos, causas, medidas mitigadoras e os escores de severidade, ocorrência, detecção e abrangência, construindo um formulário que será preenchido na reunião FMEA. Outro fator dessa etapa é a elaboração de uma tabela de escore que norteará a decisão da equipe avaliadora;
3. Em um terceiro momento, na reunião FMEA, ocorre a avaliação das falhas potenciais supracitadas; a equipe avaliadora entra em acordo sobre quais escores são mais representativos de cada perigo;
4. E por fim, as duas últimas etapas, melhoria no processo e continuidade da análise, respectivamente, são relacionadas ao gerenciamento do risco, pois com o resultado das etapas anteriores serão promovidas melhorias contínuas no processo analisado.

De forma sintética Toledo e Amaral (2006) recomendam um grupo máximo de 6 pessoas especialistas em diferentes áreas do conhecimento, para discutir os riscos de um determinado processo e preencher um formulário contendo os efeitos, as causas, as medidas mitigadoras e a quantificação desse risco. A quantificação é feita através de quatro critérios, a severidade (o quão problemático pode ser aquele risco caso ele ocorra), a ocorrência (frequência de acontecimento desse risco no processo atual), a detecção (a dificuldade em detectar o risco preventivamente) e a abrangência (o quanto esse risco se difunde em função da área). Por fim esses critérios são multiplicados gerando um resultado que caracteriza o risco total do processo avaliado.

## 2.5 ANÁLISE ESPACIAL

A velocidade na obtenção, manipulação e exibição de dados e informações somada à necessidade de espacialização de fenômenos de diversas naturezas vêm se tornando elementos fundamentais no planejamento e gestão de diferentes propósitos nos mais variados segmentos da sociedade (MENEZES e FERNANDES, 2013).

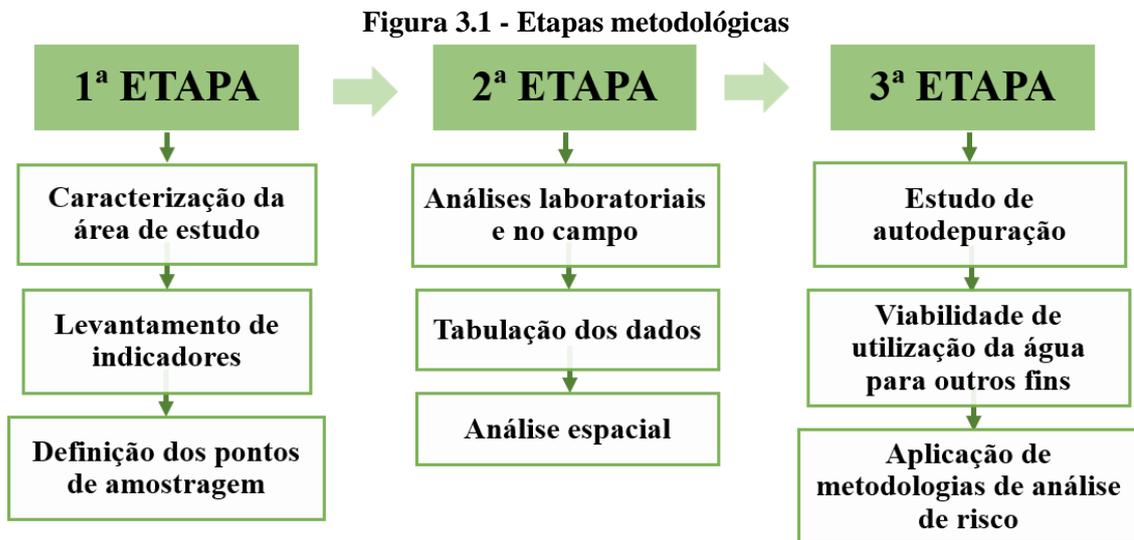
Andrade et al. (2013) destacam que a utilização das geotecnologias vem evoluindo de forma significativa nos últimos anos, abrangendo diferentes organizações nas áreas de, infraestrutura, gestão ambiental, saneamento, educação, entre outras.

Camara e Medeiros (1998) explicam que o geoprocessamento consiste em um conjunto de conhecimentos e técnicas computacionais para o tratamento da informação geográfica e representa, por meio de tecnologias que envolvem coleta e tratamento de informações espaciais, qualquer tipo de processamento de dados georreferenciados, buscando uma representação.

Menezes e Fernandes (2013) afirmam que das geotecnologias que caracterizam o geoprocessamento, fazem parte a modelagem numérica do terreno (MNT), o sensoriamento remoto, o banco de dados geográficos (BDG), o sistema de posicionamento global (GPS) e os sistemas de informações geográficas (SIG). O geoprocessamento engloba desde o levantamento até o processamento de dados relativos ao meio ambiente, valendo-se de programas especializados, viabilizando diversas operações, tais como interpolações e sobreposição de dados, gerando de forma eficiente e barata diversas informações importantes, tais como declividade, uso e ocupação do solo, focos de calor, hidrografia, relevo, entre outras.

### 3.0 MATERIAIS E MÉTODOS

A fim de alcançar os objetivos estabelecidos, a pesquisa foi realizada mediante 3 etapas metodológicas, conforme ilustrado no fluxograma da Figura 3.1 e discutido em seguida.



#### 3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A presente pesquisa foi realizada na cidade de Campina Grande, sede do município homônimo. O município está localizado no interior do estado da Paraíba, mais precisamente no Agreste Paraibano, entre as regiões do baixo e médio cursos do Rio Paraíba.

Segundo o Censo do IBGE (2010), a área territorial municipal abrange 594,182 km<sup>2</sup>, com uma população de 385.213 habitantes (com estimativa de 407.472 habitantes em 2018) e densidade populacional de 648,31hab/km<sup>2</sup>. O município apresenta clima semiárido quente e precipitação média anual variando entre 700 mm e 800 mm, com predomínio de chuvas intensas. A cidade, com latitude 7°13'50" S e longitude 35°52'54" O, está, em média, a 550 m acima do nível do mar e a uma distância de 120 km da capital do estado, João Pessoa (NÓBREGA, 2012).

Com relação ao saneamento básico, assim como a maioria das cidades brasileiras, Campina Grande conta com serviços prestados por empresas públicas e por empresas terceirizadas. Os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário estão sob a responsabilidade da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), o serviço de limpeza urbana é realizado pela Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente (SESUMA), os serviços de coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos e de resíduos

de serviços de saúde são realizados por empresas terceirizadas e os serviços referentes à drenagem urbana são de responsabilidade da Prefeitura Municipal.

O sistema de macrodrenagem de Campina Grande abrange três importantes bacias urbanas: a Bacia do Riacho do Bodocongó (bacia B), a Bacia do Riacho das Piabas (bacia C) e a Bacia do Riacho do Prado (bacia D). A bacia B, compreende a zona Oeste da cidade e é subdividida em 16 sub-bacias, já a bacia C localiza-se nas zonas Norte e Leste e é composta por 11 sub-bacias e, por fim, a bacia D, que abrange a zona Sul e é subdividida em 13 sub-bacias (PMCG, 2015). Desse sistema fazem parte canais trapezoidais e retangulares, em sua maioria abertos. Com relação à microdrenagem, esta é constituída por bocas de lobo, poços de visita, galerias, tubos de ligações e sarjetas.

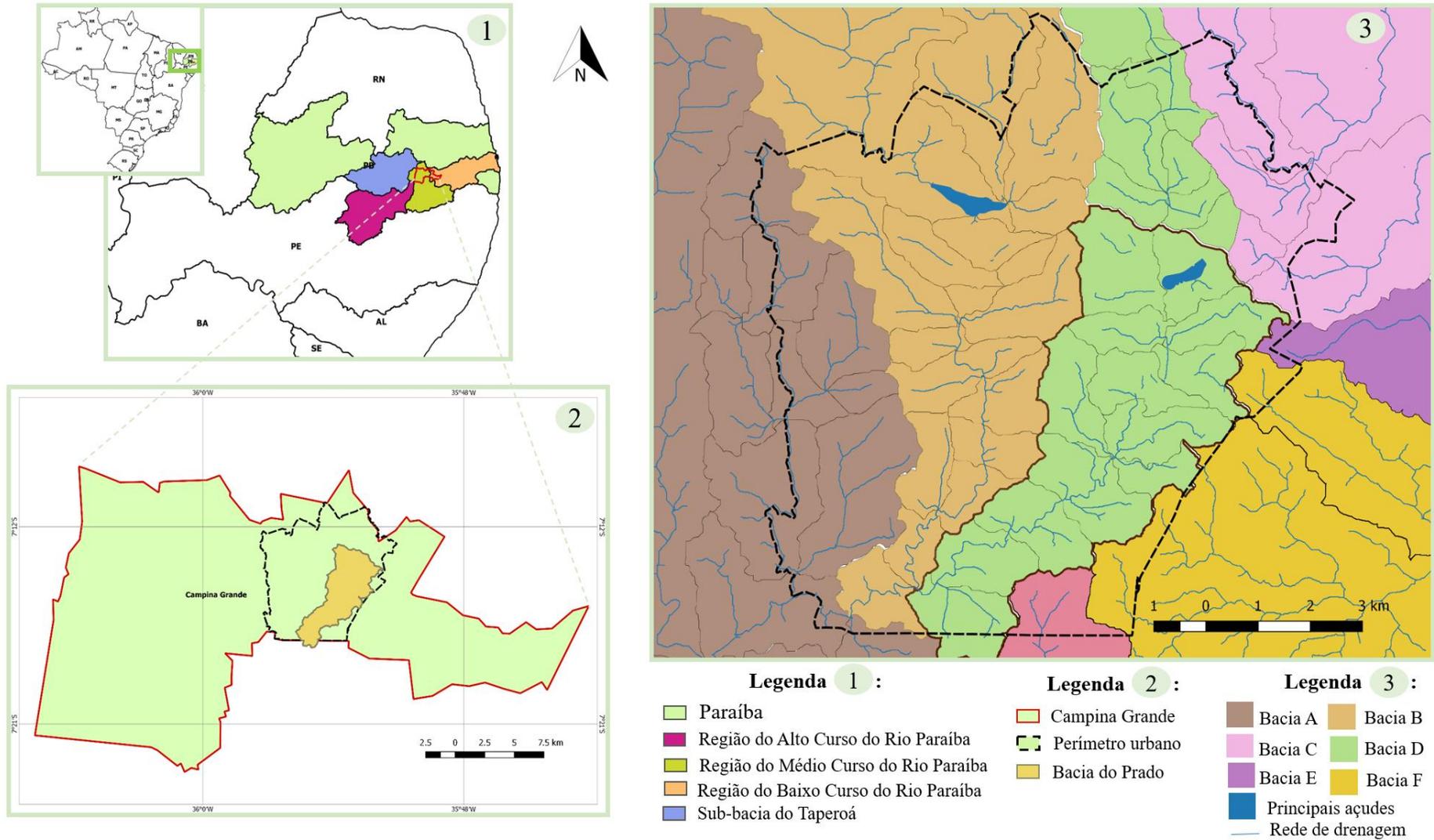
Conforme relatado na PMCG (2015), os problemas existentes no sistema de drenagem da cidade são relatados desde 1985 e, atualmente, este sistema ainda é considerado deficitário, uma vez que, anualmente são constatados alagamentos nos principais pontos da cidade, bem como inúmeras enchentes que ocorrem nas regiões periféricas, atingindo uma parcela considerável da população de menor poder aquisitivo, através de perdas materiais além dos riscos associados à disseminação de doenças e acidentes.

O Decreto 7.217/2010 (BRASIL, 2010) recomenda a execução do sistema separador absoluto sob possibilidade de penalidades frente ao descumprimento do mesmo, logo, as águas pluviais não deveriam chegar ao sistema de esgoto, e vice versa, contudo a realidade é outra e, na maioria dos sistemas, é constatado que estes funcionam como separadores parciais. Esse cenário é verificado em Campina Grande, cujo sistema de drenagem apresenta ligações clandestinas de esgoto bem como acúmulo de resíduos sólidos.

A bacia urbana escolhida para o estudo foi a do Riacho do Prado. Esta possui uma área de 24,6 km<sup>2</sup>, um perímetro de 40,2 km e compreende, de forma parcial e/ou total, os bairros Monte Santo, Bela Vista, Prata, Centro, Centenário, São José, Quarenta, Estação Velha, José Pinheiro, Monte Castelo, Mirante, Santa Rosa, Liberdade, Catolé, Sandra Cavalcante, Itararé, Tambor, Cruzeiro, Jardim Paulistano, Distrito Industrial, Velame e Acácio Figueiredo.

O canal de drenagem inserido na área de estudo é conhecido por canal do Prado. Este inicia-se no extravasor das águas excedentes do Açude Velho (7° 13' 35,8" Sul e 35° 52' 47,7" Oeste) e tem término no bairro Jardim Paulistano, nas coordenadas (7° 14' 47,6" Sul e 35° 53' 22,1" Oeste); após este ponto, o canal deixa de ter seu revestimento, seguindo seu percurso até desaguar no Riacho Bodocongó, o qual é afluente do Rio Paraíba, principal rio do estado. A Figura 3.2 ilustra com clareza a área de estudo do presente trabalho.

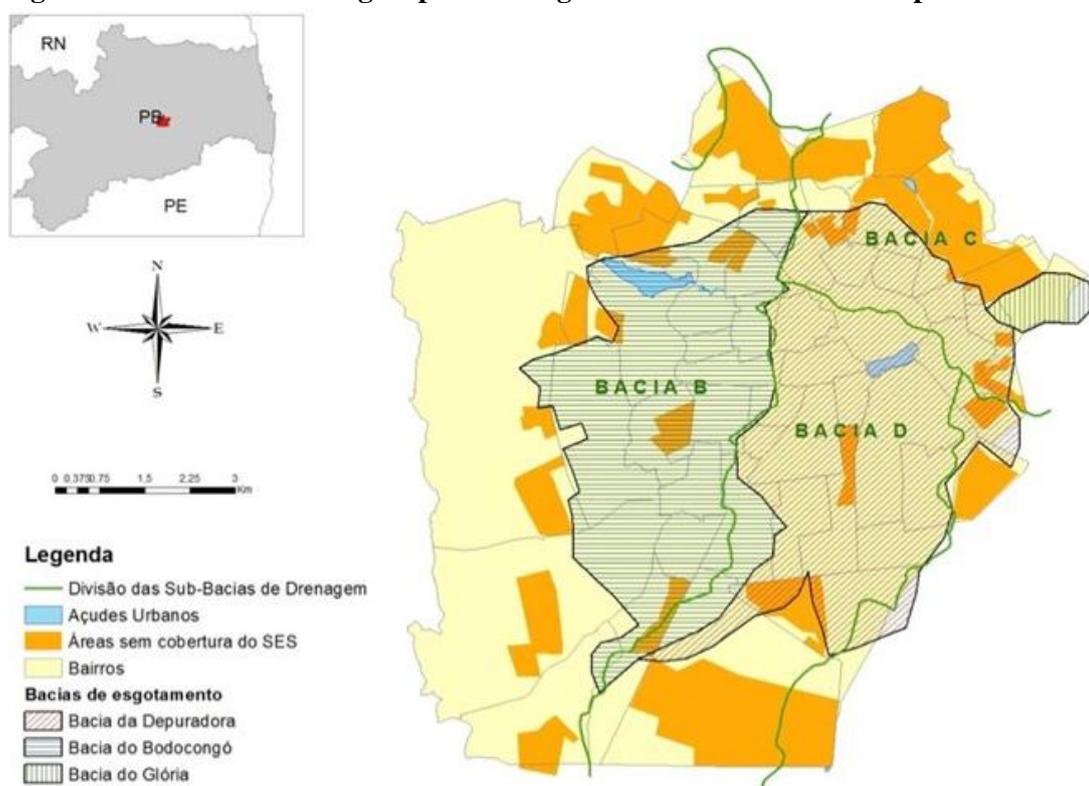
Figura 3.2 - Localização da área de estudo



O sistema de esgotamento sanitário (SES) da cidade é composto pelas bacias do Glória, Depuradora e Bodocongó (PMCG, 2015), que se sobrepõem, em quase sua totalidade, aos limites das bacias de drenagem, conforme observado na Figura 3.3. Ainda nesta Figura também são verificadas as zonas sem cobertura do SES.

Nesse contexto, os efluentes de soluções individuais e coletivas de tratamento de esgoto, bem como os esgotos lançados a céu aberto escoam para os canais de drenagem se misturando com as águas pluviais. Dessa forma ocorre a descaracterização do sistema de drenagem da cidade, separador absoluto (ROCHA, 2018).

**Figura 3.3 - Bacias de drenagem pluvial e esgotamento sanitário de Campina Grande - PB**



Fonte: Rocha (2018).

Gomes (2013) relata que, Campina Grande, em decorrência de uma topografia acidentada, permitiu a utilização de coletores principais bem definidos, lançados nos fundos de vales, ou seja, margeando cursos d'água e canais, que recebem as contribuições dos coletores (apresentados no Anexo A) das bacias da Depuradora e do Bodocongó e direcionam o efluente para os interceptores das respectivas bacias.

Os interceptores se interligam em um poço de visita comum, do qual se inicia o emissário do sistema, situação essa apresentada no Anexo B. O emissário, construído em tubos de concreto armado, funciona por gravidade, apresenta diâmetro de 1200 mm e possui 248,62 metros de extensão.

### 3.2 LEVANTAMENTO DE INDICADORES

Como subsídio para caracterização mais abrangente e profunda da área, foi realizado o levantamento de indicadores socioeconômicos, demográficos e estruturais com vistas à avaliação da vulnerabilidade social da bacia para posteriormente verificar se estes indicadores exercem influência nos níveis de poluição da mesma.

Para a execução desse levantamento, foram utilizados dados do Censo Demográfico do IBGE (2010), disponíveis no link: [ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo\\_Demografico\\_2010/](ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2010/). Esses dados, dispostos em planilhas eletrônicas, foram manipulados por meio do software Excel do Microsoft Office 2013 para Windows.

Os indicadores escolhidos para composição do estudo de vulnerabilidade social da área da bacia foram baseados em Carvalho (2010), que realizou uma análise espacial urbano – sócio – ambiental do município de Sabará (MG) como subsídio ao planejamento territorial, objetivo esse similar ao do presente estudo.

No Quadro 3.1 são apresentadas as variáveis selecionadas como indicadores para o estudo. As colunas planilhas e número referem-se a localização das variáveis dentro do Censo Demográfico. Destaca-se que esses dados são em nível de setor censitário.

**Quadro 3.1 – Variáveis utilizadas para caracterização da vulnerabilidade social da bacia**

<b>INDICADORES SOCIOECONÔMICOS (ISE)</b>			
<b>Planilha</b>	<b>Número</b>	<b>ID</b>	<b>Descrição da variável</b>
Pessoa01	V001	ISE <sub>1</sub>	Pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de idade
Domicílio Renda	V005	ISE <sub>2</sub>	Domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de até 1/8 salário mínimo
	V006	ISE <sub>3</sub>	Domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de mais de 1/8 a 1/4 salário mínimo
	V007	ISE <sub>4</sub>	Domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de mais de 1/4 a 1/2 salário mínimo
	V008	ISE <sub>5</sub>	Domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de mais de 1/2 a 1 salário mínimo
	V009	ISE <sub>6</sub>	Domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de mais de 1 a 2 salários mínimos
	V010	ISE <sub>7</sub>	Domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de mais de 2 a 3 salários mínimos
	V011	ISE <sub>8</sub>	Domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de mais de 3 a 5 salários mínimos
	V012	ISE <sub>9</sub>	Domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de mais de 5 a 10 salários mínimos
	V013	ISE <sub>10</sub>	Domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de mais de 10 salários mínimos
	V014	ISE <sub>11</sub>	Domicílios particulares sem rendimento nominal mensal domiciliar per capita
<b>INDICADOR DEMOGRÁFICO (IDE)</b>			
Domicilio02	V002	IDE <sub>1</sub>	Moradores em domicílios particulares permanentes

INDICADORES ESTRUTURAIS (IET)			
Planilha	Número	ID	Descrição da variável
Domicílio01	V002	IET <sub>1</sub>	Domicílios particulares permanentes
	V012	IET <sub>2</sub>	Domicílios particulares permanentes com abastecimento de água da rede geral
	V013	IET <sub>3</sub>	Domicílios particulares permanentes com abastecimento de água de poço ou nascente na propriedade
	V014	IET <sub>4</sub>	Domicílios particulares permanentes com abastecimento de água da chuva armazenada em cisterna
	V015	IET <sub>5</sub>	Domicílios particulares permanentes com outra forma de abastecimento de água
	V017	IET <sub>6</sub>	Domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores e esgotamento sanitário via rede geral de esgoto
	V018	IET <sub>7</sub>	Domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via fossa séptica
	V019	IET <sub>8</sub>	Domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via fossa rudimentar
	V020	IET <sub>9</sub>	Domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via vala
	V021	IET <sub>10</sub>	Domicílios particulares permanentes, com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via rio, lago ou mar
	V022	IET <sub>11</sub>	Domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores e esgotamento sanitário via outro escoadouro
	V035	IET <sub>12</sub>	Domicílios particulares permanentes com lixo coletado
	V038	IET <sub>13</sub>	Domicílios particulares permanentes com lixo queimado
	V039	IET <sub>14</sub>	Domicílios particulares permanentes com lixo enterrado
	V040	IET <sub>15</sub>	Domicílios particulares permanentes com lixo jogado em terreno baldio
	V041	IET <sub>16</sub>	Domicílios particulares permanentes com lixo jogado em rio, lago ou mar
	V042	IET <sub>17</sub>	Domicílios particulares permanentes com outro destino do lixo
Entorno01	V014	IET <sub>18</sub>	Domicílios particulares permanentes próprios – Existe pavimentação
	V016	IET <sub>19</sub>	Domicílios particulares permanentes alugados – Existe pavimentação
	V018	IET <sub>20</sub>	Domicílios particulares permanentes cedidos – Existe pavimentação
	V026	IET <sub>21</sub>	Domicílios particulares permanentes próprios – Existe meio-fio/guia
	V028	IET <sub>22</sub>	Domicílios particulares permanentes alugados – Existe meio-fio/guia
	V030	IET <sub>23</sub>	Domicílios particulares permanentes cedidos – Existe meio-fio/guia
	V032	IET <sub>24</sub>	Domicílios particulares permanentes próprios – Existe bueiro/boca de lobo
	V034	IET <sub>25</sub>	Domicílios particulares permanentes alugados – Existe bueiro/boca de-lobo
	V036	IET <sub>26</sub>	Domicílios particulares permanentes cedidos – Existe bueiro/boca de lobo

ID: Identificação

Fonte: IBGE (2010).

Para elaboração do mapa de vulnerabilidade social da bacia foi necessário atribuir notas e pesos aos indicadores, tendo em vista estes apresentarem diferentes classes de

importância e influência sobre a vulnerabilidade social da área. Foi empregada a metodologia Delphi para auxiliar na tomada de decisão sobre a atribuição de notas e pesos aos indicadores.

A técnica Delphi permite uma abordagem mais ampla, completa e enriquecedora, na captação de ideias e conhecimentos sobre um determinado problema. É aplicável quando se torna necessário contrastar e combinar argumentos e opiniões individuais para chegar a decisões dificilmente assumidas unilateralmente, obtendo-se, desta forma, informação qualificada a partir de conhecimentos de um painel de especialistas envolvidos no processo.

A metodologia consiste na coleta de opiniões de um grupo de especialistas, mediante envio de questionário ou entrevista, permitindo a análise e exploração dos resultados da informação recebida, de modo a poderem ser reenviados e modificados, no sentido de se alcançarem consensos (FERNANDES, 2014).

Dessa forma, foi selecionado um grupo de trinta especialistas composto por engenheiros sanitaristas e ambientais, engenheiros civis, cientistas sociais, assistentes sociais e representantes de órgãos públicos, de forma que fosse alcançada uma visão multidisciplinar para o estudo em questão. A escolha dos especialistas foi baseada em suas experiências pessoais, bem como na área de trabalho na qual estão inseridos.

A cada especialista foi submetida uma consulta pessoal, através de um questionário estruturado (Apêndice A), para obtenção das informações requeridas. Nesse questionário os indicadores foram divididos em dois grandes grupos:

- Serviços urbanos: abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e infraestrutura associada à drenagem;
- Características dos moradores: alfabetização e renda per capita.

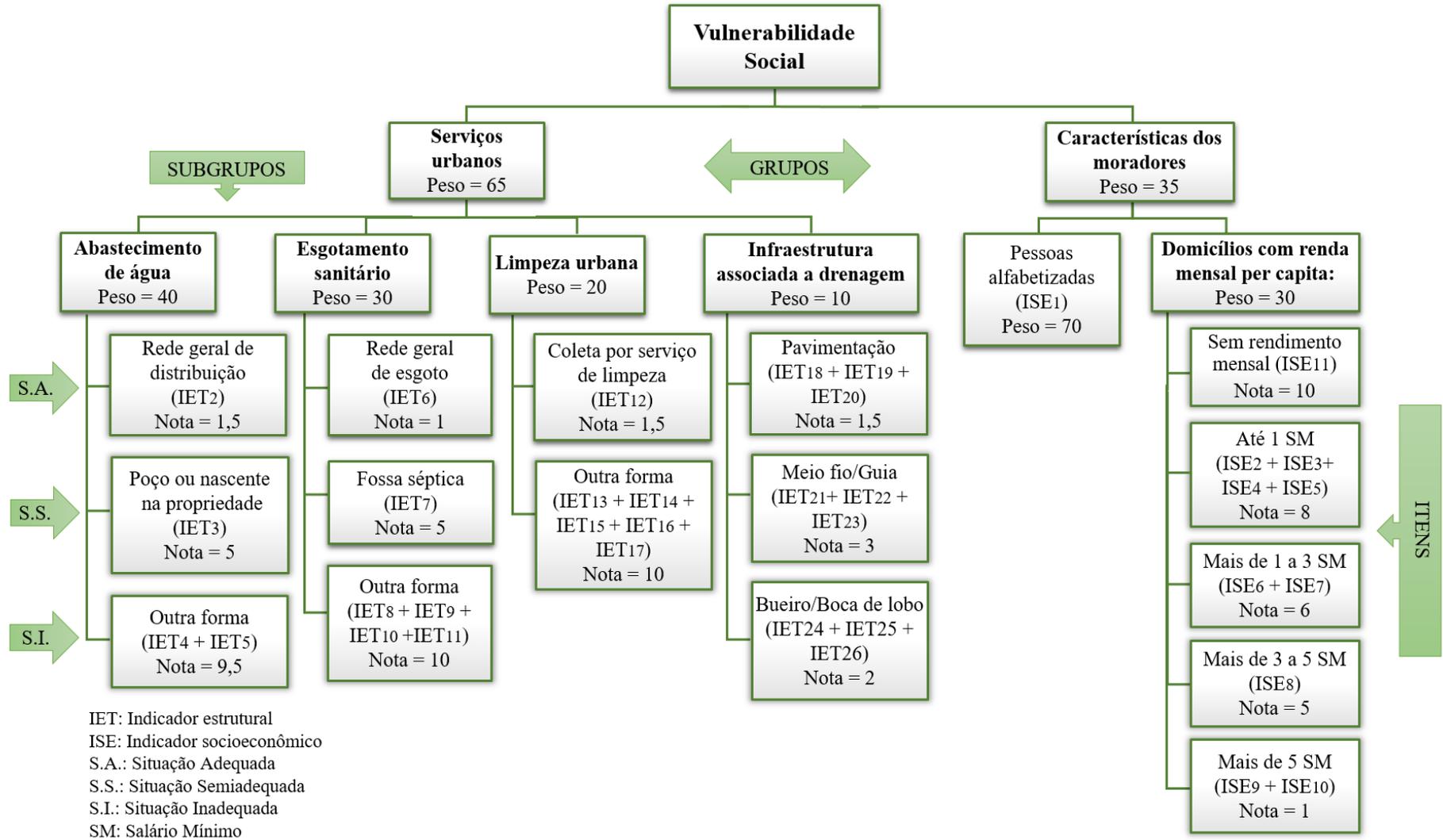
Cada grupo tinha seus subgrupos, e cada subgrupo seus respectivos itens, aos quais foram atribuídas notas de 1 a 10, cuja lógica era quanto maior a nota mais influência teria o indicador na vulnerabilidade social.

A atribuição dos pesos aos grupos e subgrupos foi procedida de forma similar, todavia, estes variavam de 10 a 100, e a lógica consistia na influência que a ausência do serviço teria na vulnerabilidade social, ou seja, quanto maior fosse essa influência maior seria o peso atribuído. Essa metodologia foi baseada no estudo de Carvalho (2010).

Os indicadores referentes ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e limpeza urbana foram agrupados em três tipos de situações: adequada, semiadequada e inadequada.

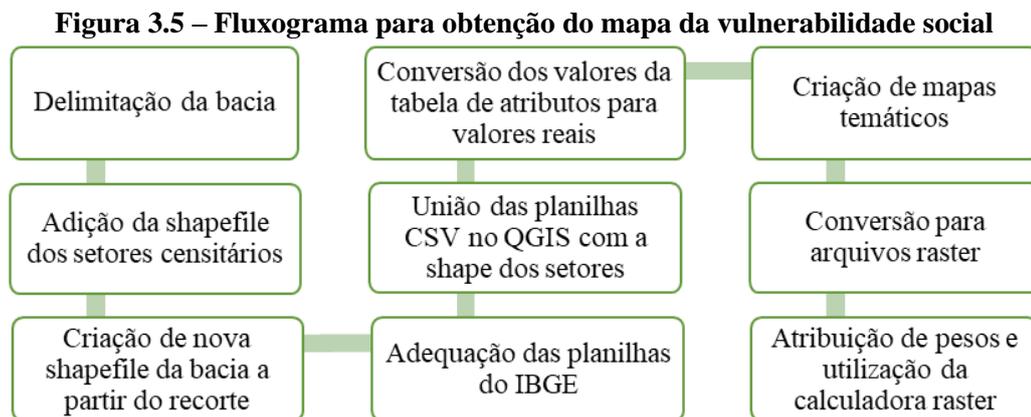
A divisão dos indicadores e o resultado relativo as médias obtidas das consultas aos especialistas sobre as notas e os pesos estão ilustrados na Figura 3.4.

Figura 3.4 - Indicadores escolhidos e pesos para ponderação



Finalizado este processo, foi possível iniciar a etapa de construção dos mapas temáticos. Para execução dessa etapa foi utilizado o software livre QGIS 2.18.20.

O mapa da vulnerabilidade social foi elaborado a partir da união dos mapas dos indicadores do grupo dos serviços urbanos com os do grupo das características dos moradores da área estudada. A Figura 3.5 mostra o fluxograma que descreve a metodologia utilizada.



O produto final do mapa de vulnerabilidade social da bacia urbana do Prado terá 3 classes qualitativas de condições definidas como baixa, média e alta vulnerabilidade social.

### 3.3 PONTOS DE AMOSTRAGEM

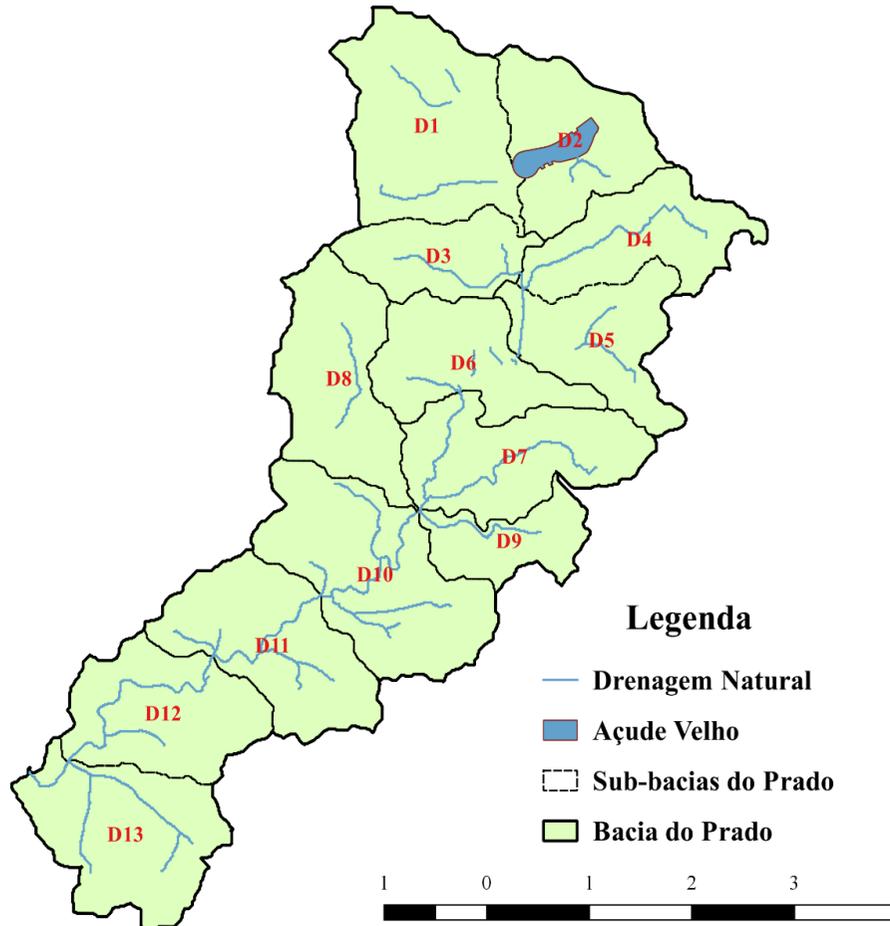
Para a realização deste trabalho foram escolhidos inicialmente seis pontos amostrais, no entanto, no decorrer do estudo foi verificada a necessidade de acrescentar mais dois pontos de coleta a jusante dos pontos já definidos, no intuito de se fazer uma maior cobertura do sistema de macrodrenagem da bacia do Riacho do Prado.

Na escolha dos pontos de coleta foram levados em consideração os seguintes fatores:

- ✓ Locais que apresentassem distintas realidades sociais, tendo por base o produto final referente à vulnerabilidade social da bacia;
- ✓ Locais em que a área de drenagem consistisse de sub-bacias (Figura 3.6) diferentes;
- ✓ Locais onde a determinação da vazão pudesse ser realizada;
- ✓ Locais em que o acesso ao canal fosse possível;
- ✓ Locais que oferecessem condições mínimas de segurança.

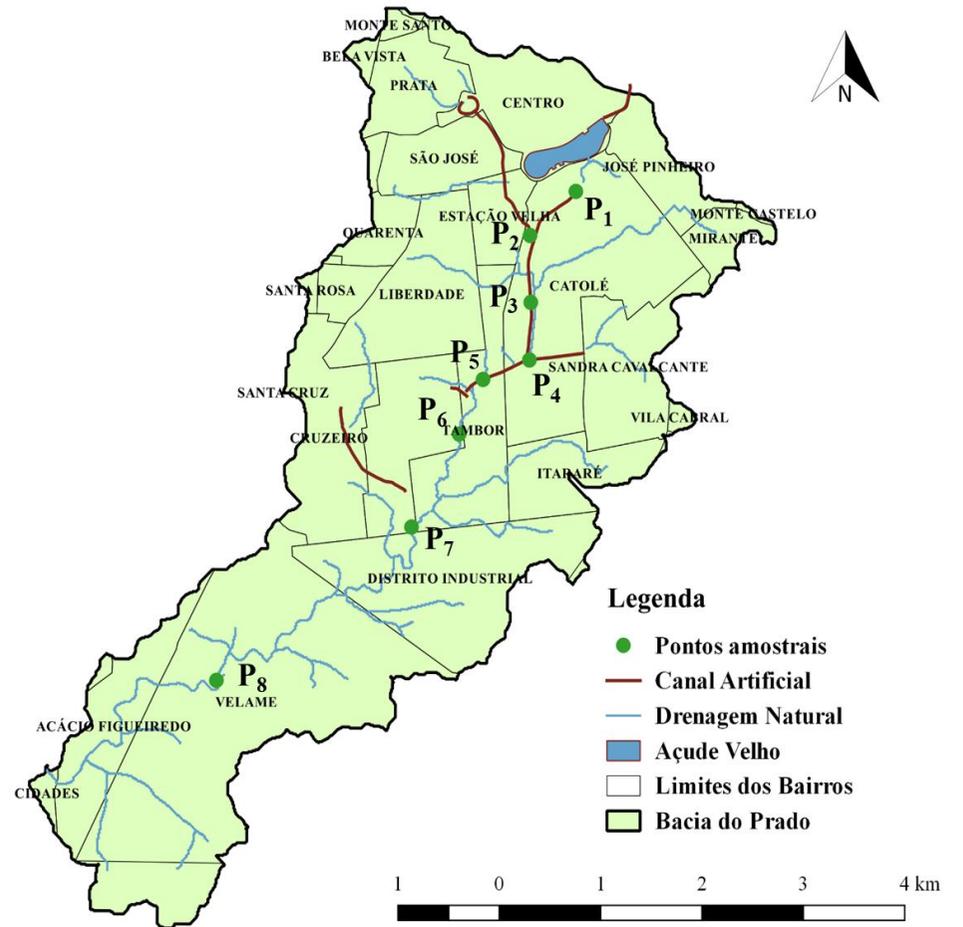
A Figura 3.7 ilustra a distribuição dos pontos de coleta ao longo do canal, sendo cinco deles no canal artificial do Prado e três deles já no canal em sua forma natural. Destaca-se que os pontos 2 e 4 localizam-se ao final dos dois principais tributários do canal, e os demais em seu talvegue principal.

Figura 3.6 - Sub-bacias do Riacho do Prado



Fonte: Adaptado de Tsuyuguchi (2015).

Figura 3.7 – Distribuição dos pontos amostrais ao longo do Riacho do Prado



As imagens dos pontos amostrais estão apresentadas na Figura 3.8.

**Figura 3.8 – Pontos de amostragem**



No Quadro 3.2, tem-se a localização (obtida por meio de base instrumental - GPSmap 76CSx Garmin) bem como uma descrição mais detalhada de cada ponto de amostragem.

**Quadro 3.2 – Localização e descrição dos pontos de amostragem**

Pontos	Coordenadas	Descrição
P <sub>1</sub>	7° 13' 44,80" S/ 35° 52' 47.45" O	Situado a montante de todas as contribuições diretas do canal do Prado, representativo das águas excedentes do Açude Velho e localizado em área de baixa vulnerabilidade social. Área de drenagem: sub-bacia D2.
P <sub>2</sub>	7° 13' 59.91" S/ 35° 53' 1.58" O	Localizado no principal tributário do canal. Inicia sua área de drenagem (sub-bacia D1) no bairro da Bela Vista, passando pela Prata, São José e Estação Velha até desaguar no canal em estudo. Recebe contribuições de áreas com vulnerabilidades sociais distintas.
P <sub>3</sub>	7° 14' 18.73" S/ 35° 53' 1.83" O	Representativo da drenagem correspondente em sua maioria do bairro Catolé, localiza-se em área de baixa vulnerabilidade social. Área de drenagem: sub-bacias D1, D2, D3 e D4.
P <sub>4</sub>	7° 14' 36.50" S/ 35° 53' 2.82" O	Representativo da drenagem dos bairros Sandra Cavalcante e parte do Catolé (sub-bacia D5), que recebe contribuições de áreas com vulnerabilidades sociais distintas.
P <sub>5</sub>	7° 14' 41.97" S/ 35° 53' 15.72" O	Ponto amostral que recebe contribuição considerável, por meio de duas tubulações subterrâneas, dos bairros Tambor e Liberdade. A área de drenagem (sub-bacias D1, D2, D3, D4, D5 e parte da D6) para o mesmo é caracterizada por apresentar alta vulnerabilidade social.
P <sub>6</sub>	7° 14' 59.40" S/ 35° 53' 24.94" O	Situado onde o canal deixa de ser artificial e segue como natural. Recebe contribuição de parte do Jardim Paulistano e do Tambor, tais áreas de drenagem (sub-bacias D1, D2, D3, D4, D5 e a outra parte da D6) caracterizam-se por apresentar áreas de média e alta vulnerabilidade social, respectivamente.
P <sub>7</sub>	7° 15' 27.70" S/ 35° 53' 40.25" O	Representativo da drenagem dos bairros Cruzeiro, Itararé, parte da Liberdade, do Tambor e do Jardim Paulistano (sub-bacias D1, D2, D3, D4, D5, D6, D7, D8 e D9). Recebe contribuições de áreas com vulnerabilidades sociais distintas.
P <sub>8</sub>	7° 16' 14.88" S/ 35° 54' 42.93" O	Ponto amostral que recebe contribuições dos bairros Distrito Industrial e Velame (sub-bacias D1, D2, D3, D4, D5, D6, D7, D8, D9, D10 e D11), ambos localizados em áreas de alta vulnerabilidade social.

### 3.4 COLETAS DE AMOSTRAS

As coletas de amostras para as análises físico-químicas e microbiológicas foram iniciadas no mês de março e encerradas em outubro de 2018, contabilizando 30 campanhas nesse período, com frequência de coleta semanal sempre iniciando às 8 horas da manhã.

O dispositivo utilizado na coleta consistiu em um balde acoplado a uma corda (Figura 3.9a). Do balde as amostras eram transferidas para os recipientes de coleta e paralelamente ao procedimento eram verificadas as temperaturas. Para cada tipo de análise foi utilizado um recipiente diferente, em todos os pontos de amostragem, sendo um recipiente estéril de 250 mL para as análises microbiológicas e um de 1.000 mL para as físico-químicas (Figura 3.9b).

O acondicionamento dos recipientes das amostras coletadas para as análises bacteriológicas e físico-químicas procedeu-se em caixas térmicas, com gelo para manutenção da temperatura em torno de 4° C e sem gelo para a manutenção da temperatura ambiente, respectivamente (Figura 3.9c).

**Figura 3.9 – Dispositivo (a) recipientes (b) caixas térmicas utilizada nas coletas (c)**



Após as coletas, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil – UFCG, para realização imediata das análises.

### 3.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E MICROBIOLÓGICAS

Os indicadores físico-químicos e microbiológico bem como as respectivas metodologias utilizadas para a realização desse trabalho encontram-se descritos no Quadro 3.3. Salienta-se que a escolha destes indicadores foi baseada no fato dos mesmos reunirem informações relevantes sobre a poluição difusa em águas de drenagem pluvial.

**Quadro 3.3 – Análises físico-químicas e microbiológicas e metodologias aplicadas**

<b>INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS</b>	<b>METODOLOGIA</b>
Temperatura	Termômetro infravermelho
pH	Potenciométrico
Condutividade elétrica	Método instrumental- condutivímetro
Turbidez	Método instrumental- turbidímetro
Oxigênio dissolvido	Método de Winkler modificação azida
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO (mg/L)	Método de diluição em frascos padrões de DBO, sem sementeira
Demanda química de oxigênio – DQO (mg/L)	Método da refluxação fechada do dicromato de potássio
Nitrogênio kjeldahl	Método titulométrico de kjeldahl
Nitrogênio amoniacal	Método da destilação em meio básico
Fósforo total	Método do ácido ascórbico
Dureza total	Método titulométrico do EDTA
Sódio	Fotometria de chama
Cálcio	Fotometria de chama
<b>INDICADOR MICROBIOLÓGICO</b>	<b>METODOLOGIA</b>
Coliformes termotolerantes – (UFC/100mL)	Técnica da membrana filtrante

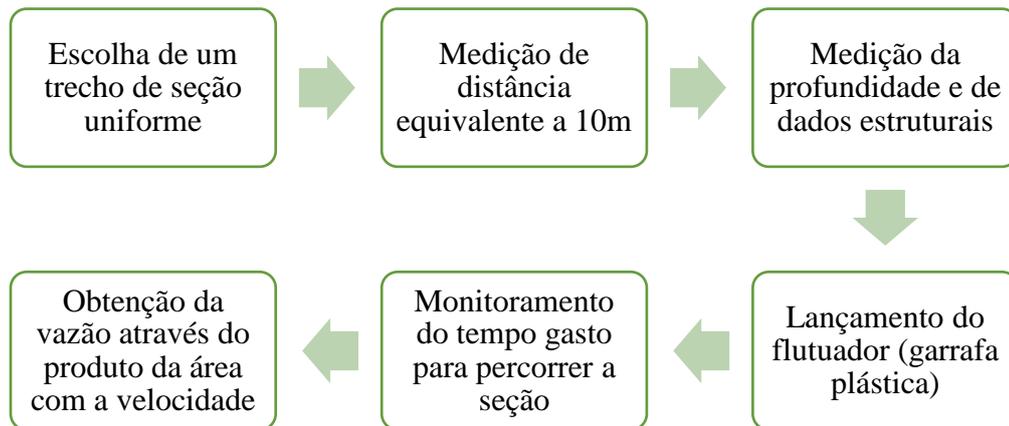
As técnicas laboratoriais utilizadas seguiram as indicações do Standard methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2012).

#### 3.5.1 Determinação da vazão

Para realização da medição de vazão em todos os pontos amostrais do estudo foi escolhido o método do flutuador aplicado em situações de condutos livres (caso do presente estudo) indicado por Azevedo Netto et al. (1998). É um método considerado simples e de baixo custo.

O fluxograma apresentado na Figura 3.10 detalha as etapas envolvidas na determinação da vazão enquanto que na Figura 3.11 são ilustrados os procedimentos realizados na medição.

**Figura 3.10 - Metodologia utilizada na determinação da vazão**



**Figura 3.11 - Procedimentos realizados na determinação da vazão**



### 3.5.2 Quantificação das cargas poluidoras

A quantificação da carga de poluentes foi determinada por meio do método descrito em Von Sperling (2014a), que consiste no produto dos valores de concentração de poluentes encontrados em cada ponto de amostragem da bacia pela vazão dos mesmos. A carga poluente foi determinada para os indicadores de qualidade DBO<sub>5</sub>, DQO, nitrogênio kjeldahl e fósforo total.

De posse das cargas poluentes nos pontos foi estimada a carga per capita gerada pela população residente nos setores censitários que contribuía para cada ponto, no intuito de realizar uma posterior relação com indicadores socioeconômicos e estruturais.

### 3.6 ESTUDO DE AUTODEPURAÇÃO

Constatado a existência de lançamentos indevidos de águas residuárias ao longo do canal do Prado, um estudo relativo a autodepuração do canal faz-se necessário com vistas a se avaliar a capacidade de assimilação da matéria orgânica do mesmo e assim verificar os impactos decorrentes desses lançamentos.

Para realização desse estudo geralmente utiliza-se o modelo clássico de Streeter e Phelps (1925 apud VON SPERLLING, 2014b) devido a sua simplicidade conceitual e menor necessidade de parâmetros e dados de entrada. Contudo, esse modelo só é válido para condições estritamente aeróbias, condição essa oposta ao verificado ao longo do canal, por isso, foi utilizada a modelagem avançada do oxigênio dissolvido sob condições anaeróbias proposta por Gundelach e Castillo (1976), que encontra-se em Von Sperling (2014b).

A modelagem avançada do OD incorpora em seu balanço o consumo de OD pela nitrificação, a sedimentação da matéria orgânica, cargas difusas sem vazão (fotossíntese, respiração, cargas externas) além da desoxigenação e da reoxigenação atmosférica, já incluídas no modelo clássico de Streeter e Phelps.

O desenvolvimento do estudo teve por auxílio planilhas em Excel disponíveis para download no site [www.editoraufmg.com.br/sperling\\_vol07\\_2aEd.zip](http://www.editoraufmg.com.br/sperling_vol07_2aEd.zip). Na planilha intitulada Streeter com anaerobiose consta todas as equações necessárias para simulação do comportamento do OD, da DBO e das frações de nitrogênio (amoniacoal e orgânica), devendo-se atentar-se as particularidades dos coeficientes para cada corpo hídrico.

As Equações 3.1, 3.2, 3.3, 3.4, 3.5 e 3.6 mostram os modelos expressos em equações diferenciais utilizados para os cálculos da:

- DBO carbonácea:

$$\frac{dL}{dt} = -k_d \cdot L - k_s \cdot L + L_{rd} \quad (3.1)$$

- Déficit de OD:

$$\frac{dD}{dt} = -k_2 \cdot (C_s - C) + k_d \cdot L + S_d - F + R + R_{O2amon} \cdot (f_{nitr} \cdot k_{an}) \cdot N_{amon} \quad (3.2)$$

- Oxigênio dissolvido:

$$\frac{dC}{dt} = k_2 \cdot (C_s - C) - k_d \cdot L - S_d + F - R - R_{O2amon} \cdot (f_{nitr} \cdot k_{an}) \cdot N_{amon} \quad (3.3)$$

$$\text{Ou} \quad OD = C_s - D \quad (3.4)$$

➤ Nitrogênio Orgânico:

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -k_{oa} \cdot N_{org} \quad (3.5)$$

➤ Amônia:

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = k_{oa} \cdot N_{org} - (f_{nitr} \cdot k_{an}) \cdot N_{amon} \quad (3.6)$$

Salienta-se que em condições de anaerobiose os cálculos da DBO foi realizado por meio da equação 3.7, sendo sempre verificadas as condições de retorno a aerobiose elencadas abaixo:

$$\frac{dL}{dt} = -k_2 \cdot C_s \quad (3.7)$$

- Se  $L \leq K_2 \cdot C_s / K_d$        $\longrightarrow$       retorno à aerobiose
- Se  $L > K_2 \cdot C_s / K_d$        $\longrightarrow$       permanência na anaerobiose

Os Quadros 3.4 e 3.5 apresentam uma síntese das variáveis, coeficientes e outros dados de entrada relacionados aos modelos de OD, DBO e nitrogênio citados acima.

**Quadro 3.4 – Variáveis dos modelos de OD, DBO e N**

Símbolo	Descrição	Unidade
L	Concentração de DBO última	(mg/L)
C	Concentração de OD	(mg/L)
D	Déficit de oxigênio dissolvido	(mg/L)
$N_{org}$	Concentração de nitrogênio orgânico	(mg/L)
$N_{amon}$	Concentração de nitrogênio amoniacal	(mg/L)
t	Tempo de percurso	d

Fonte: Von Sperling (2014b).

**Quadro 3.5 – Coeficientes dos modelos de OD, DBO e N e outros dados de entrada**

Símbolo	Descrição	Unidade
$k_d$	Coeficiente de decomposição da DBO	( $d^{-1}$ )
$k_s$	Coeficiente de remoção por sedimentação	( $d^{-1}$ )
$k_r$	Remoção por decomposição e sedimentação	( $d^{-1}$ )
$L_{rd}$	Taxa de entrada de DBO difusa na massa líquida	mgDBO/L.d
$k_2$	Coeficiente de reaeração	( $d^{-1}$ )
$k_{oa}$	Coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia	( $d^{-1}$ )
$k_{an}$	Coeficiente de conversão da amônia a nitrato	( $d^{-1}$ )
$f_{nitr}$	Fator de correção do $k_{an}$ em função do OD	-
$Ro_{2amon}$	Relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de amônia oxidada	mgO <sub>2</sub> /mgN <sub>amon</sub>
$S_d$	Demanda de oxigênio pelo sedimento	mgO <sub>2</sub> /L.d
F	Taxa de produção de oxigênio por fotossíntese por algas e macrófitas	mgO <sub>2</sub> /L.d
R	Taxa de consumo de oxigênio pela respiração de algas e macrófitas	mgO <sub>2</sub> /L.d
$C_s$	Concentração de saturação de OD	(mg/L)

Fonte: Von Sperling (2014b).

Os dados de entrada do modelo referentes à DBO<sub>5</sub>, OD, nitrogênio orgânico e amoniacal, tanto para o rio quanto para o esgoto foram resultantes da média das análises laboratoriais. Enquanto que os dados estruturais relativos à profundidade, largura, distância e vazão foram decorrentes de medições *in loco*.

Os coeficientes de remoção de DBO ( $k_d$ ,  $k_s$  e  $k_r$ ) e de nitrogênio ( $k_{oa}$ ,  $k_{an}$ ,  $f_{nitr}$ ,  $RO_{2amon}$ ) utilizados no modelo foram obtidos a partir de valores tabelados encontrados em Von Sperling (2014b). Em relação as cargas difusas sem vazão ( $L_{rd}$ ) foi levado em consideração apenas a demanda bentônica, sendo seus coeficientes ( $S_d$ ,  $S_b$ ) também tabelados e encontrados no autor supracitado. As cargas referentes a fotossíntese e a respiração não foram consideradas, haja vista, não ter sido verificado presença de algas e plantas aquáticas ao longo do canal.

Ressalta-se que a modelagem foi realizada para um período em que as condições eram as mais desfavoráveis no que diz respeito a pluviosidade, sendo o volume escoado no canal, em sua quase totalidade, decorrente de lançamentos de esgotos domésticos. Foi utilizado os dados de vazão referente à medição do dia 11/09 devido à esta contemplar todos os pontos da área de estudo.

### 3.7 CLASSIFICAÇÃO DA ÁGUA SEGUNDO USSL

Para a classificação da água utilizada na irrigação foi considerado o critério adotado pelo United States Salinity Laboratory (USSL), um dos mais aceitos atualmente. Este método foi executado através do software QualiGraf, desenvolvido pela FUNCEME - Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos.

A classificação das águas para irrigação foi determinada a partir da concentração do íon sódio e dos parâmetros físico-químicos (condutividade elétrica e concentração total dos cátions  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ ). O critério do USSL se baseia na Razão de Adsorção de Sódio – RAS (Equação 3.8), que indica o perigo de sodificação do solo, juntamente com a condutividade elétrica da água, que indica o perigo de salinização do solo.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (3.8)$$

Sendo:

- **RAS** - Razão de adsorção de sódio;
- **Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>** - Correspondem aos valores das concentrações dos elementos (meq. L<sup>-1</sup>).

Após o cálculo do RAS e de posse dos dados da condutividade elétrica, o QualiGraf apresenta a categoria de risco de salinidade e de sódio para cada amostra inserida na classificação do USSL. As categorias de água para irrigação, de acordo com o USSL, estão descritas no Quadro 3.6.

**Quadro 3.6 - Categorias adotadas pelo USSL**

<b>Categoria de risco de salinidade</b>	<b>Salinidade da água</b>
C0	Baixíssima
C1	Baixa
C2	Média
C3	Alta
C4	Muito Alta
C5	Extremamente Alta
<b>Categoria de risco de sodicidade</b>	<b>Presença de sódio</b>
S1	Fraca
S2	Mediana
S3	Alta
S4	Extremamente alta

Fonte: USSL (1954 apud FUNCEME, 2014).

### 3.8 ANÁLISE DE RISCO

A análise de risco é dividida na avaliação de risco, no gerenciamento de risco e na comunicação de risco. Contudo, para o presente trabalho será considerada apenas a avaliação de risco, podendo esta servir de subsídio aos órgãos gestores para tomar as devidas medidas de gerenciamento e comunicação de risco. Para esta avaliação de risco foi utilizado o método FMEA que se baseia nos modos e nos efeitos de falhas potenciais dentro de um sistema.

#### 3.8.1 Metodologia FMEA

O levantamento das falhas potenciais teve por base as visitas técnicas, registros fotográficos, dados do censo demográfico, dados de análises laboratoriais realizadas em cada ponto de amostragem, bem como legislações de interesse ao estudo. Os perigos listados foram poluição por lançamento de efluentes, proliferação de artrópodes e roedores, reuso não planejado, inundações, refluxo de esgoto e construções irregulares.

Para construção do formulário FMEA, além de todos os perigos supracitados, foram considerados a causa, o efeito, as medidas mitigadoras e os escores de quantificação do risco.

As causas são as principais explicações para a existência da falha ou perigo, os efeitos são os principais problemas ocasionados pelo perigo, e as medidas mitigadoras refere-se às ações a serem adotadas para evitar, diminuir ou compensar os efeitos adversos que o perigo pode acarretar.

A parte mais importante do formulário FMEA são os escores, haja vista que as discussões entre os especialistas giram em torno deles. Destaca-se que é através do preenchimento dos escores nos formulários que se quantifica o perigo, tornando-o um risco.

Os escores são baseados nos aspectos: severidade (S), ocorrência (O), detecção (D), abrangência (A) e posterior estimativa do risco (R). As tabelas desenvolvidas para os escores encontram-se no Apêndice B, salientando -se que, devido à diferença de natureza entre alguns perigos, houve casos de desenvolvimento de tabelas particulares para cada perigo.

A severidade refere-se à magnitude que tem o perigo caso ele ocorra, ou seja, o quanto aquele perigo pode ser danoso caso ele ocorra. A ocorrência é entendida como a frequência de acontecimento do risco no sistema atual, logo, consiste na periodicidade com que eventos adversos acometem a área estudada. A detecção indica qual o grau de facilidade da percepção do perigo, antes que ele ocorra, por meio de instrumentos e métodos de controle do sistema. A abrangência é a região que o perigo pode afetar em relação à área que o processo ocupa. Por fim, o risco (R), é calculado pelo produto dos escores atribuídos aos aspectos supracitados (RODRIGUES, 2014).

Os escores atribuídos aos aspectos analisados (severidade, ocorrência, detecção e abrangência) variam com valores de 1 a 3, sendo 1 para as situações mais favoráveis, 2 para situações intermediárias e 3 para situações críticas. Destaca-se que a atribuição dos escores foi realizada de forma separada para cada ponto tendo em vista as particularidades dos mesmos.

A avaliação das falhas potenciais ocorreu mediante reunião com a presença de 3 professores doutores, 1 doutorando, 4 mestrandos e 1 aluno de graduação formando assim a equipe avaliadora. Antes do início da reunião, todos receberam um material sintetizando a metodologia abordada e o sistema de preenchimento do formulário. Posteriormente, foram explanadas todas as informações da tabela, isto é, os perigos, as causas, os efeitos e as medidas mitigadoras, de maneira a propiciar melhor entendimento dos perigos selecionados. Além disso, com o objetivo de proporcionar um melhor entendimento sobre a área estudada foram analisados os dados de qualidade da água de drenagem bem como registros fotográficos dos pontos e relatos de moradores obtidos em conversas informais.

Dessa forma, foram iniciadas as discussões sobre os perigos elencados assim como sobre qual a classificação mais adequada para cada perigo, baseando-se nos valores pré-determinados na tabela de escores para cada aspecto. A pontuação de cada aspecto foi atribuída consensualmente entre os membros da equipe, com base nos argumentos que cada um expunha para classificação, diante de cada ponto que foi apresentado.

Após o preenchimento do formulário o resultado foi analisado criteriosamente para

avaliar a consistência do risco obtido e, através deste, haver a hierarquização, a fim de tornar o gerenciamento o mais efetivo possível. Além disso, a análise serviu para subsidiar propostas de melhorias sobre as áreas e a priorização das mesmas frente aos perigos verificados.

O risco calculado necessita ser classificado para se tornar uma informação mais representativa e de melhor entendimento. Para isso foi desenvolvida uma classificação em 5 faixas como mostrado na Tabela 3.1.

**Tabela 3.1 - Classificação do risco**

Faixa de Risco	Classificação
$1 < x \leq 16$	Desprezível
$16 < x \leq 32$	Baixo
$32 < x \leq 48$	Moderado
$48 < x \leq 64$	Alto
$64 < x \leq 81$	Crítico

Fonte: Adaptado de OGATA (2011).

### 3.9 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A tabulação dos dados foi realizada com a utilização de planilhas Excel do Pacote Microsoft Office 2013 para Windows. Para testes de normalidade, estatística descritiva, gráficos boxplot, análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey, foi empregado o software Action Stat 3.5, que funciona no ambiente Excel, podendo ser baixado do Portal Action e utilizado por até 30 dias de forma gratuita.

A normalidade dos dados foi testada pelos métodos de Anderson – Darling, Kolmogorov – Smirnov, Shapiro – Wilk e Ryan – Joiner. Foi realizada a ANOVA para comparação múltipla de médias por meio do teste de Tukey para os indicadores (DBO<sub>5</sub>, DQO, NTK, Nitrogênio amoniacal, Fósforo total e CTT) no intuito de identificar as diferenças entre pares de médias específicos ou em combinações lineares das médias.

#### 3.9.1 Análise espacial

Para espacializar os dados das cargas poluidoras per capita foram gerados mapas de calor (heatmap), também conhecidos como mapas de kernel. Estes constituem uma ferramenta bastante útil na análise espacial, uma vez que permitem a visualização dos locais com maior intensidade de determinado fenômeno, a partir da avaliação de sua distribuição no espaço.

As análises espaciais dos resultados foram realizadas utilizando o software livre QGIS 2.18.20. Foi executada a espacialização das cargas obtidas dos indicadores DBO<sub>5</sub>, DQO, Nitrogênio kjeldahl e Fósforo total.

## 4.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES

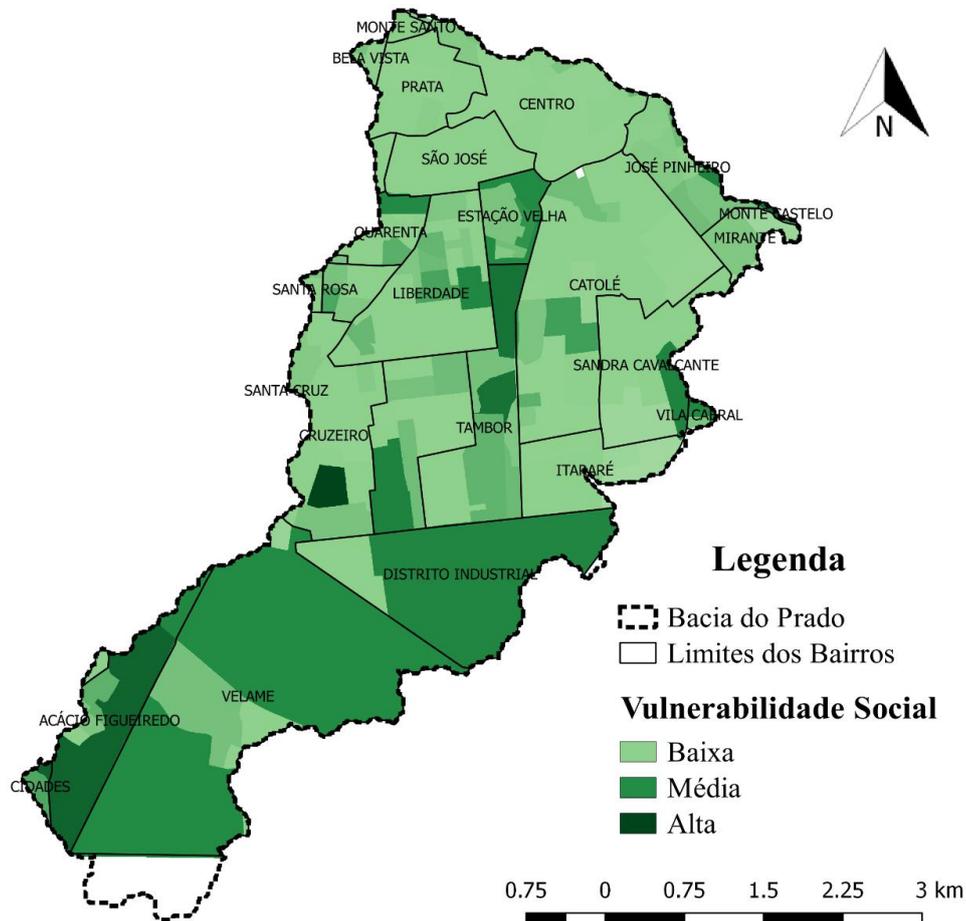
### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA VULNERABILIDADE SOCIAL DA BACIA

O produto final referente ao mapa de vulnerabilidade social da bacia encontra-se ilustrado na Figura 4.1. A partir desse mapa percebe-se quais são as áreas onde a comunidade necessita de intervenções estruturais e incentivos sociais em curto prazo a fim de que estas possam ter condições mais salubres de vida bem como maiores oportunidades no contexto econômico - social.

Essas áreas são representadas pelos setores censitários da Estação Velha, do Tambor, da Vila Cabral, do Distrito Industrial, do Velame e do Acácio Figueiredo, todos destacados pelo tom mais escuro da cor verde. É possível verificar também bairros heterogêneos com realidades sociais distintas.

Os bairros situados nas partes norte e leste da bacia são os mais privilegiados em relação à infraestrutura de saneamento básico e melhores condições de vida dos moradores sendo representados pela cor verde em tom mais claro.

**Figura 4.1 - Vulnerabilidade social da bacia do Prado**



As áreas que apresentam alta vulnerabilidade social são áreas nas quais as pessoas apresentam baixa renda, baixo nível de escolaridade e acesso aos serviços de infraestrutura de saneamento básico insuficiente e/ou inexistente. A pior situação foi constatada nas imediações do principal tributário do canal do Prado no ponto em que ele passa pela Estação Velha, situação essa ilustrada na Figura 4.2.

Foram verificados disposição de resíduos sólidos, vetores transmissores de doenças bem como lançamento direto de esgotos domésticos ao longo do trecho do canal que passa pelo bairro.

**Figura 4.2 - Situação do trecho do canal que passa pela Estação Velha**



#### 4.2 AVALIAÇÃO QUALITATIVA DA ÁGUA DE DRENAGEM

Neste tópico serão apresentados e discutidos os valores determinados nas análises de cada indicador estudado. Os dados referentes aos indicadores ( $DBO_5$ , DQO, NTK,  $N-NH_3$ , Fósforo total e CTT) foram organizados em gráficos boxplot para melhor visualização da sua distribuição bem como sua dispersão, além disso essa ferramenta gráfica possibilita uma análise comparativa entre o conjunto de dados de cada ponto.

Salienta-se que os pontos 7 e 8 só foram incluídos nas campanhas de coleta a partir da 18ª, ou seja, com a pesquisa já em andamento. Esse acréscimo ocorreu quando foi verificado

a necessidade de se fazer uma avaliação qualitativa que abrangesse o máximo possível de sub-bacias para posterior caracterização mais representativa da bacia como um todo.

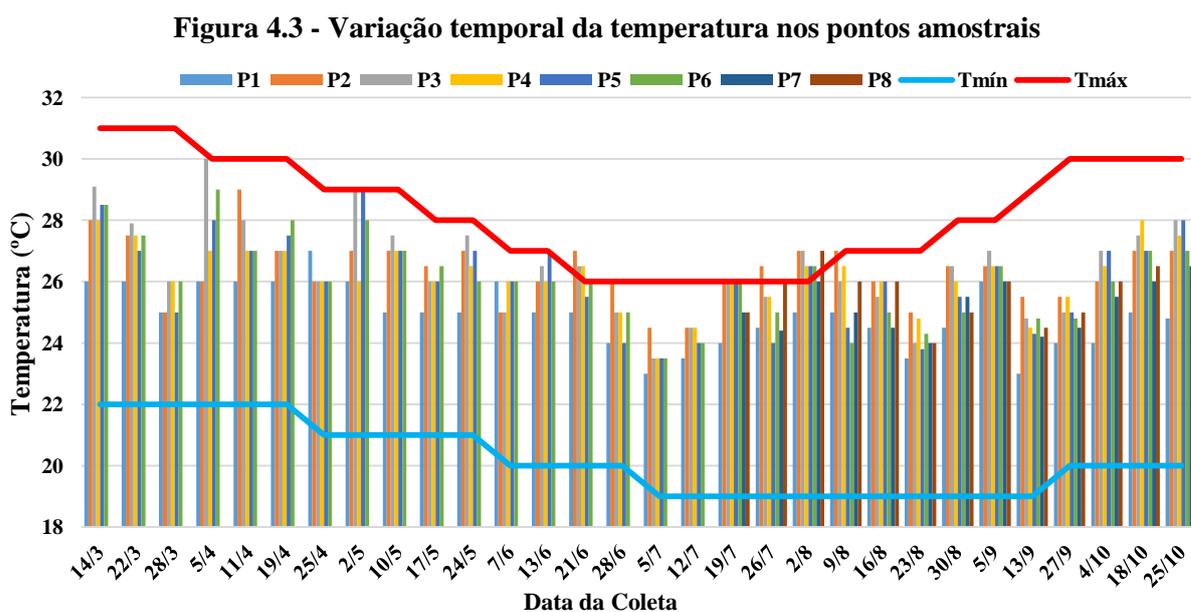
Destaca-se que, de acordo com o enquadramento dos corpos d'água da Bacia hidrográfica do rio Paraíba (Diretriz 205), realizado pela SUDEMA por meio das Diretrizes do Sistema Estadual de Licenciamento de Atividades Poluidoras – SELAP no ano de 1988, as águas do Riacho do Prado, segundo os usos preponderantes, são enquadradas na classe 3.

Como a diretriz supracitada não apresenta limites individuais para indicadores que caracterizem a qualidade da água, será considerada a classe 3 da Resolução CONAMA 357/2005, que estabelece os mesmos usos preponderantes da Diretriz 201, para verificação das conformidades com os limites de cada indicador.

#### 4.2.1 Temperatura

Conforme ilustrado na Figura 4.3, para todos os pontos avaliados, a temperatura variou na faixa de 23 a 30°C. Quando comparadas com a temperatura ambiente foi observado que todos os valores se apresentaram acima da mínima e, em grande parte do período de avaliação abaixo dos valores da temperatura máxima, com exceção apenas em três campanhas amostrais, uma realizada no mês de junho e duas no mês de agosto.

De maneira geral, constata-se que a temperatura da água de drenagem do canal do Prado seguiu a tendência de variação da temperatura ambiente.



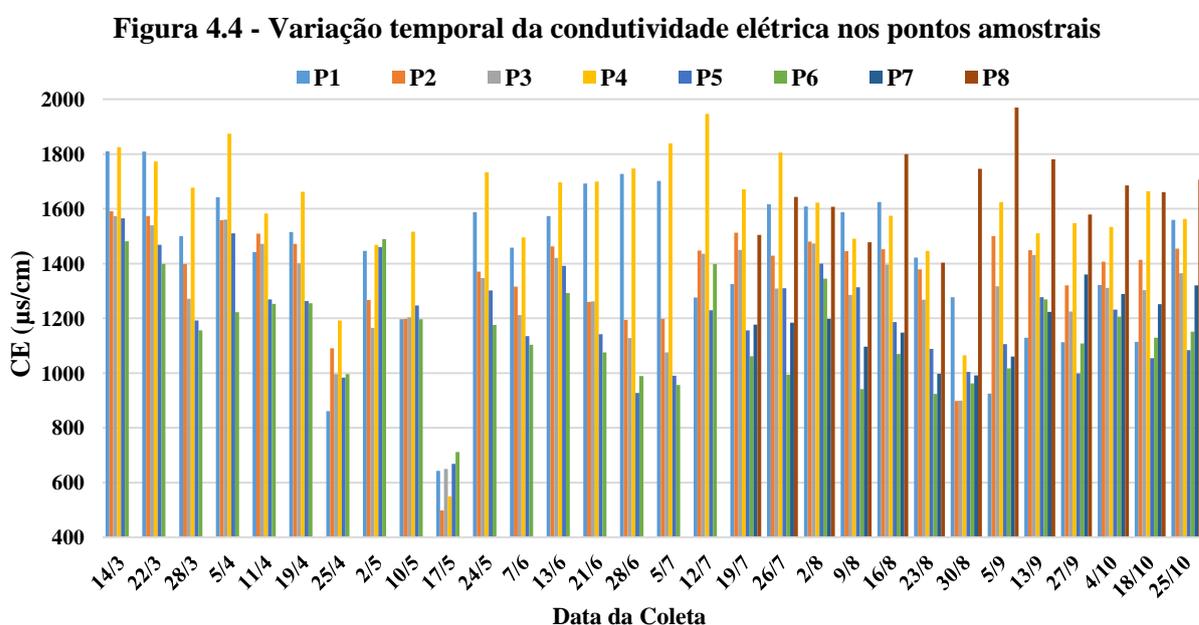
Valores semelhantes foram obtidos por Henriques (2014) no mesmo canal, com faixa de variação entre 23 e 31°C.

#### 4.2.2 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) refere-se à capacidade que a água tem de conduzir corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas dissociadas em ânions e cátions. Os valores de CE na água de drenagem do canal do Prado variaram de 800 a 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , estes resultados encontram-se na Figura 4.4.

Westcot e Ayers (1990 apud SILVA, 2011) apontam que a água cuja CE está situada abaixo de 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  não apresenta problema relacionado à salinidade, já àquelas com CE entre 700 e 3.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , possuem salinidade moderada, sendo necessárias técnicas de gestão especial para seu uso.

Até a coleta do dia 12/07 (na qual eram avaliados apenas 6 pontos) foi observada uma prevalência dos maiores valores no ponto 1, seguindo uma tendência de decaimento de montante ( $P_1$ ) para jusante ( $P_6$ ), com exceção do ponto 4 que não é localizado no talvegue principal do canal e sim em um tributário do mesmo. O ponto 1 recebe às águas excedentes do Açude Velho e em estudo realizado por Torquato (2017) no referido corpo aquático foi constatado um valor médio de 1.176  $\mu\text{S}/\text{cm}$  que influencia de forma direta na concentração de sais no ponto  $P_1$ .



Com a adição dos pontos 7 e 8 foi verificada uma elevação da CE, o que pode estar relacionado às significativas contribuições de esgoto a montantes desses pontos.

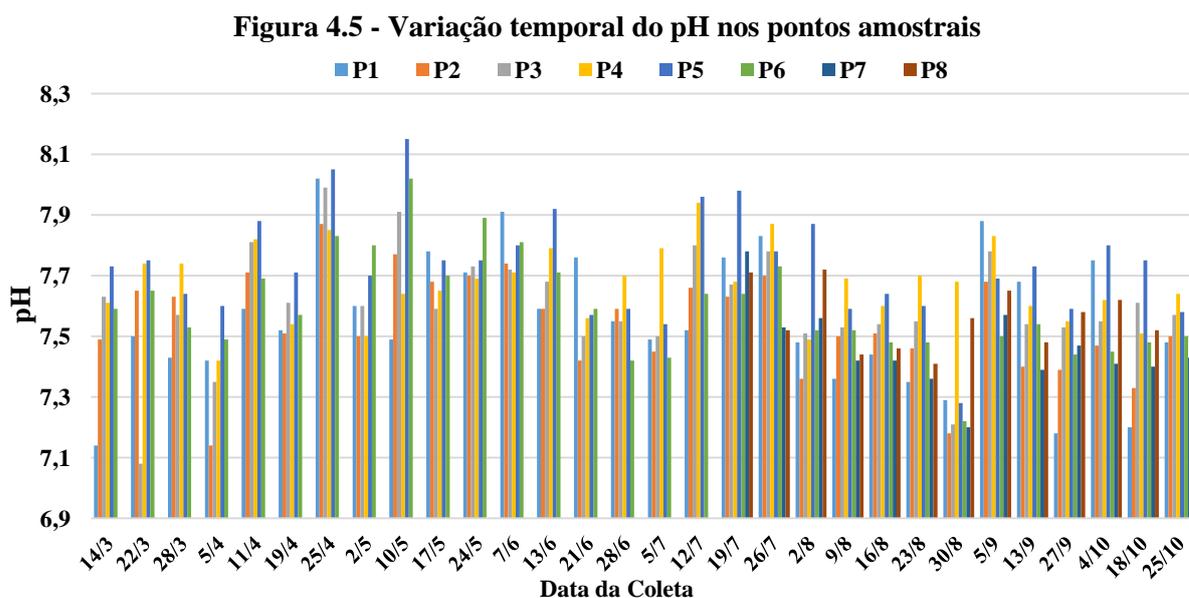
A coleta referente ao dia 17/05 destaca-se frente às demais por apresentar valores de CE abaixo da faixa mínima verificada no restante das campanhas amostrais. Esse fato é

decorrente da ocorrência de precipitações de moderada intensidade verificadas dois dias antes da coleta assim como no próprio dia de coleta (Registro do pluviômetro da EMBRAPA: 2,2 – 11,6 – 4,4 mm) adicionando mais volume de água no canal e diluindo as substâncias dissolvidas ali presentes.

#### 4.2.3 Potencial hidrogeniônico (pH)

Na variação do pH, ilustrada na Figura 4.5, pode ser observado que o indicador se manteve entre 7 e 8 durante todo o período das campanhas amostrais. Os maiores valores foram frequentemente encontrados no ponto 5, ponto esse que recebe quantitativamente, e de forma contínua, a maior contribuição de esgoto doméstico.

A faixa de variação encontra-se dentro do padrão estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005. Henriques (2014) avaliou a distribuição da contaminação fecal nas águas do canal do Prado e obteve a mesma faixa de variação de pH verificada neste estudo.



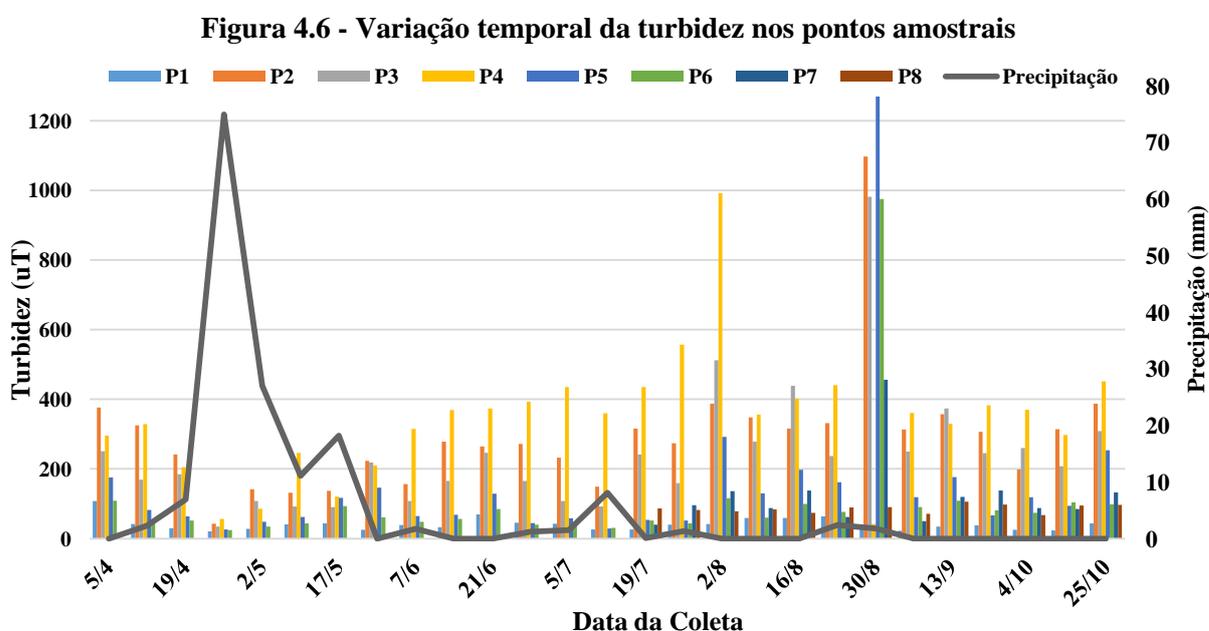
#### 4.2.4 Turbidez

Com vistas a avaliar o comportamento da turbidez com relação à pluviosidade (Figura 4.6), foi verificado o volume acumulado da altura de chuva dos três últimos dias próximos à coleta, incluindo o dia da mesma. Este procedimento objetivou representar graficamente o comportamento dessa variável, permitindo assim uma melhor visualização de sua influência sobre a turbidez.

Entre as coleta dos dias 25/04 e 17/05 foram constatados os menores valores de turbidez decorrentes de precipitações de forte intensidade verificadas dois dias antes e no

próprio dia da coleta fazendo assim uma limpeza ao longo do canal devido ao grande volume escoado. Situação oposta ocorreu na coleta do dia 30/08, no qual foram verificados os maiores valores de turbidez provenientes da lixiviação dos sedimentos nas proximidades do canal ocasionados por uma precipitação de fraca intensidade.

Com base nas médias dos valores de turbidez durante o período avaliado apenas os pontos P<sub>1</sub>, P<sub>6</sub> e P<sub>8</sub> atenderam ao limite máximo de 100 uT preconizado na Resolução Conama 357/2005. Os valores mais elevados foram encontrados nos pontos 2 e 4, com médias de 293 e 341 uT, fato decorrente da localização dos pontos que são situados nos dois principais tributários do canal do Prado, margeados por residências sem estrutura de saneamento e que recebem grande aporte de resíduos sólidos, assim como de efluentes domésticos.



Freire (2014) verificou a turbidez em cinco pontos distribuídos ao longo do canal das Piabas, outro canal urbano de Campina Grande, e obteve como maior valor médio 101 uT mostrando que o canal do Prado apresenta maiores concentrações de sólidos em suspensão quando comparado com o canal das Piabas.

De acordo com Esteves (2011) os principais responsáveis pela turbidez em ambientes aquáticos são partículas suspensas (bactérias, fitoplâncton, detritos orgânicos e inorgânicos) e, em menor proporção, os compostos dissolvidos. Alguns fatores que podem contribuir para o aumento da turbidez dos corpos d'água são a precipitação, devido ao carreamento de partículas pelo escoamento superficial e erosão das margens, como também o despejo de efluentes.

#### 4.2.5 Oxigênio dissolvido (OD)

Constatado, no decorrer das campanhas de coleta, a elevada quantidade de pontos de lançamentos de esgotos domésticos (Figura 4.7) distribuídos ao longo do canal é de se esperar que ocorram muitas zonas de anaerobiose no decorrer do mesmo. Com vistas a comprovar a hipótese levantada foi verificada, nas últimas cinco campanhas de coleta, as concentrações (mg/L) de oxigênio dissolvido nos pontos amostrados.

**Figura 4.7 - Alguns dos pontos de lançamento de esgotos domésticos ao longo do canal**



Os resultados das análises de OD estão apresentados na Tabela 4.1. Baseado na Resolução 357/2005 que estabelece OD, em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/L em corpos de água de classe 3, verifica-se que nenhum ponto atende a esse limite.

Os únicos pontos que apresentaram OD nas cinco análises foram P<sub>1</sub> e P<sub>5</sub>, o primeiro por estar a montante de todas as contribuições de esgoto e o 5º por receber continuamente uma vazão considerável de efluente que promove uma aeração no canal, além disso também, as bactérias ainda estão em fase de adaptação metabólica para consumo do oxigênio presente.

Nos demais pontos por receberem grande carga de esgoto doméstico o oxigênio dissolvido é ausente.

**Tabela 4.1 - Variação do oxigênio dissolvido nos pontos avaliados**

Data da Coleta	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	P <sub>5</sub>	P <sub>6</sub>	P <sub>7</sub>	P <sub>8</sub>
13/09	3,0	0,0	0,0	0,2	0,7	0,4	0,0	0,0
27/09	2,1	0,0	0,8	0,0	2,7	0,5	0,0	0,0
04/10	1,7	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,0
18/10	3,7	0,0	0,7	0,0	3,1	0,3	0,0	0,0
25/10	2,1	0,0	0,6	0,0	1,9	1,0	0,4	0,0

Caminha (2014) ao avaliar as concentrações de oxigênio dissolvido em quatro pontos distribuídos em duas sub-bacias da bacia urbana do Riacho do Prado também só verificou presença de OD no ponto inicial do canal, situado a montante das contribuições diretas de

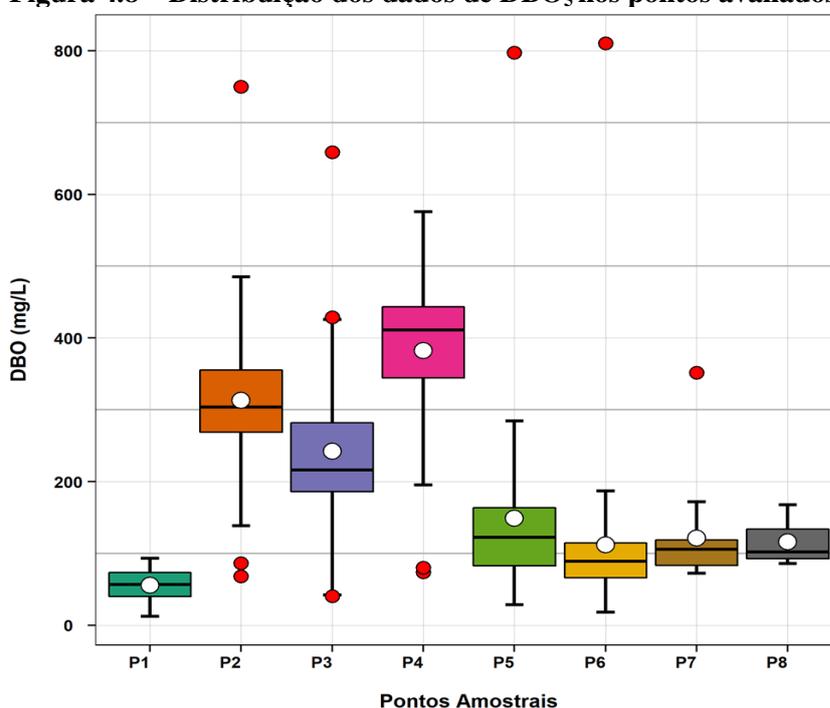
esgoto doméstico. Enquanto que Freire (2014) encontrou presença de OD em todos os pontos monitorados no canal das Piabas, mesmo que em concentrações mínimas, indicando uma melhor qualidade nessas águas quando comparadas as do canal do Prado.

#### 4.2.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>)

A partir do gráfico boxplot ilustrado na Figura 4.8 é constatado um comportamento distinto entre os pontos de amostragem. Verifica-se um valor mínimo de DBO<sub>5</sub> no ponto 1 referente a 12 mg/L e um valor máximo de 576 mg/L no ponto 4.

Com exceção do ponto 1, localizado a montante de todas as contribuições de esgoto, percebe-se que as águas de drenagem do canal do Prado apresentam faixas de concentrações médias de DBO<sub>5</sub> típicas de esgotos sanitários, ainda que variando entre concentrações consideradas fracas (P<sub>5</sub>, P<sub>6</sub>, P<sub>7</sub> e P<sub>8</sub>) médias (P<sub>2</sub> e P<sub>3</sub>) e forte (P<sub>4</sub>). Essas concentrações foram baseadas em Jordão e Pessôa (2017), que caracterizam esgoto forte com DBO<sub>5</sub> acima de 400mg/L, médio entre 200 e 400 mg/L e fraco entre 100 mg/L e 200 mg/L.

**Figura 4.8 – Distribuição dos dados de DBO<sub>5</sub> nos pontos avaliados**



Os maiores valores para esse indicador são encontrados nos pontos 2 e 4 (417 e 576 mg/L, respectivamente), pontos esses localizados nos dois principais tributários que desaguam no canal principal e que contribuem de forma significativa na degradação da qualidade da água do canal. Juntamente com P<sub>3</sub>, apresentam o maior intervalo interquartil, resultante da

diferença entre os valores do terceiro quartil com os do primeiro quartil, indicando uma maior variabilidade do conjunto de dados quando comparados aos demais pontos.

Os valores elevados do indicador de matéria orgânica encontrados, assim como a maior dispersão verificada nos dados desses 3 pontos, podem ser explicados na premissa de que estes recebem as contribuições de esgoto com as maiores cargas poluidoras.

Freire (2014) avaliando a qualidade da água do canal das Piabas, encontrou valores médios de DBO<sub>5</sub> (maior valor médio 158mg/L) menores ao verificado no estudo, mostrando uma maior carga de matéria orgânica no canal do Prado.

Analisando os valores médios de cada ponto estudado percebe-se que todos excedem o limite de 10 mg/L, estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005. Quando observado a simetria do conjunto de dados de cada ponto, constata-se que P<sub>1</sub>, P<sub>5</sub> e P<sub>6</sub> são simétricos, enquanto que P<sub>2</sub>, P<sub>3</sub> e P<sub>8</sub> são assimétricos positivos, devido a linha mediana está próxima ao primeiro quartil, e os demais (P<sub>4</sub> e P<sub>7</sub>) assimétricos negativos, em decorrência da linha mediana está próxima ao terceiro quartil.

Foi constatado ainda, à presença de outliers (círculos vermelhos no gráfico boxplot), que são dados que se diferenciam drasticamente de todos os outros, ou seja, valores que se distanciam da realidade do conjunto de dados e que podem afetar fortemente os resultados.

Contudo, todos os outliers apresentados são justificados. Estes são oriundos de situações atípicas que aconteceram no decorrer e/ou nas proximidades do canal e que modificaram a qualidade da água naquele dia específico. De forma geral, os outliers expressos no boxplot são decorrentes de situações descritas no diário de coleta, apresentadas no Quadro 4.1.

**Quadro 4.1 – Justificativas dos outliers**

Nº da C.A*	Data da coleta	CAUSA
7	25/04/2018	Precipitações de forte intensidade verificadas dois dias antes da coleta assim como no próprio dia de coleta (Registro do pluviômetro da EMBRAPA: 47,6 – 11,9 – 15,5 mm) aumentando o nível de água no canal e diluindo a carga orgânica ali presente.
10	17/05/2018	Precipitações de moderada intensidade verificadas dois dias antes da coleta assim como no próprio dia de coleta (Registro do pluviômetro da EMBRAPA: 2,2 – 11,6 – 4,4 mm) adicionando mais volume de água no canal e assim diluindo a carga orgânica ali presente.
24	30/08/2018	Limpeza nas margens do canal, sendo realizada a capina da vegetação. Foi verificada uma precipitação de fraca intensidade que acarretou na lixiviação dos sedimentos nas proximidades do canal, porém sem intensidade suficiente para transportá-los e/ou diluí-los. A ausência da vegetação, que antes atuava na retenção desses sedimentos, também constituiu fator relevante para a determinação de valores extremamente elevados em grande parte dos pontos amostrais ao longo do canal.
*C.A: Campanha Amostral		

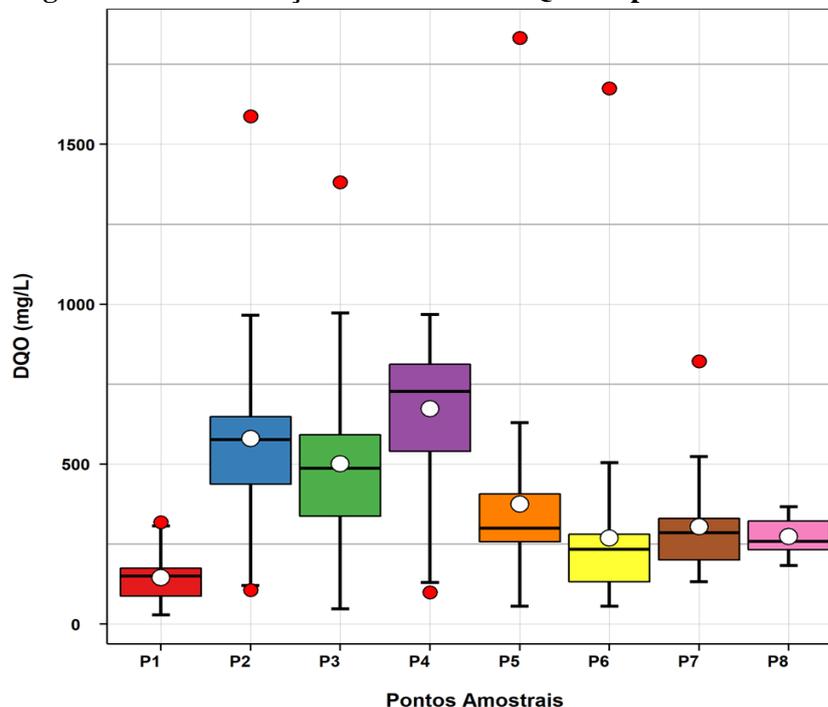
A partir da identificação das causas dos outliers, na maior parte das vezes associados a eventos anormais que ocorrem esporadicamente, foi optado pela remoção dos mesmos nos cálculos posteriores, a fim de que estes não exerçam influência na distribuição normal do conjunto de dados dos pontos.

#### 4.2.6 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A variação das concentrações da demanda química de oxigênio (DQO) é ilustrada na Figura 4.9. Analogamente ao que ocorreu com a  $DBO_5$ , foram verificados um valor mínimo de 28 mg/L de DQO no ponto 1 e um valor máximo de 964 mg/L no ponto 4.

Ao avaliar as faixas de concentrações médias de DQO nas águas de drenagem do canal do Prado observa-se que, à exceção do ponto 1, os demais são caracterizados por apresentarem concentrações típicas de esgotos sanitários variando entre concentrações consideradas fracas ( $P_5$ ,  $P_6$ ,  $P_7$  e  $P_8$ ) e médias ( $P_2$ ,  $P_3$  e  $P_4$ ). Salienta-se que Jordão e Pessoa (2017), caracterizam esgoto forte com DQO acima de 800mg/L, médio entre 400 e 800 mg/L e fraco entre 200 mg/L e 400 mg/L.

**Figura 4.9 – Distribuição dos dados da DQO nos pontos avaliados**



Os maiores valores para esse indicador são encontrados nos pontos 2, 3 e 4 (867, 792 e 968 mg/L, respectivamente). Tais pontos apresentam os maiores intervalos interquartílicos

assim como as maiores amplitudes. Essa variabilidade é decorrente dos lançamentos de esgotos domésticos, de forma intermitente, seja no sistema de drenagem pluvial seja diretamente no corpo hídrico.

Em relação a simetria do conjuntos de dados de cada ponto, foram constatados que estes são assimétricos negativos (em grande parte dos pontos), haja vista, que a linha mediana está mais próxima do 3º quartil.

Foi verificado, também, presença de outliers no boxplot dos dados da DQO, sendo estes decorrentes das situações que já foram discutidas no Quadro 4.1.

Henriques (2014), avaliando áreas próximas a alguns pontos da pesquisa (P<sub>1</sub>, P<sub>2</sub> e P<sub>4</sub>) encontrou valores médios de DQO de 115, 564 e 626 mg/L, resultados bem próximos ao constatado neste estudo. Torquato (2017) avaliou a qualidade das águas do Açude Velho e verificou, nas imediações do vertedouro, uma concentração média de DQO 107 mg/L. Ressalta-se que o ponto 1 recebe águas oriundas desse vertedor e neste estudo foi encontrado um valor próximo ao supracitado.

#### 4.2.7 Nitrogênio kjeldahl (NTK)

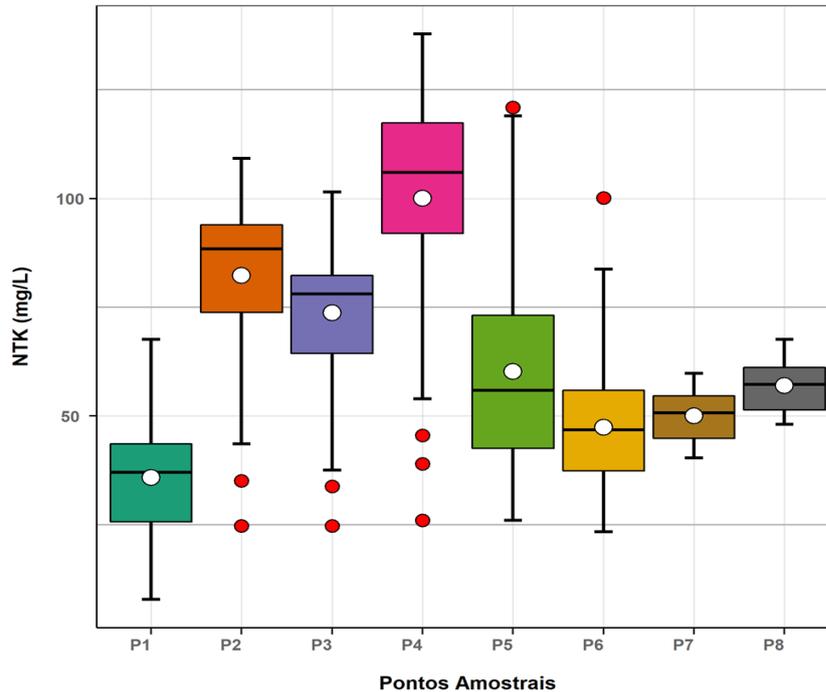
O nitrogênio total corresponde a todas as frações de nitrogênio encontrado nas águas sob as formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato, que estão associados à idade da poluição. Esses compostos de nitrogênio presentes na água são resultantes das descargas de efluentes domésticos e industriais e dos fertilizantes usados em cultivos agrícolas, que são transportados para a rede de drenagem pelo escoamento superficial (VON SPERLING, 2014a).

Os resultados do nitrogênio kjeldahl (Figura 4.10) nos pontos avaliados correspondem ao somatório das frações amoniacal e orgânica do nitrogênio.

Avaliando as concentrações médias de NTK nos pontos estudados observa-se que estas são faixas típicas de esgoto sanitário, variando entre concentrações consideradas fracas (P<sub>1</sub>, P<sub>5</sub>, P<sub>6</sub>, P<sub>7</sub> e P<sub>8</sub>) média (P<sub>3</sub>) e fortes (P<sub>2</sub> e P<sub>4</sub>). Destaca-se que Jordão e Pessôa (2017), caracterizam esgoto forte com NTK acima de 85mg/L, médio entre 40 e 85 mg/L e fraco entre 20 mg/L e 40 mg/L.

Verifica-se um valor mínimo de 7,8 mg N/L, no ponto 1, e um valor máximo de 137,9 mg N/L, no ponto 4. Os maiores valores médios para esse indicador são encontrados nos pontos 2 e 4, devido a estes localizarem-se em áreas que recebem o maior aporte de despejos domésticos dotados de elevada carga de nutrientes.

**Figura 4.10 – Distribuição dos dados do nitrogênio kjeldahl nos pontos avaliados**



Os pontos 7 e 8 apresentaram os menores intervalos interquartílicos assim como as menores amplitudes indicando uma baixa dispersão de dados.

O maior intervalo interquartílico, assim como a maior amplitude, é verificado no ponto 5, destoando dos indicadores anteriores que centraram-se sempre nos pontos 2, 3 e 4. Esse fato pode ser justificado pelo lançamento contínuo de águas residuárias, por meio de duas tubulações subterrâneas, nesse ponto em estudo que acarreta na grande variabilidade na concentração do indicador em questão, no entanto, foi observado também, uma estabilização mais a jusante devido aos processos bioquímicos de conversão.

#### 4.2.8 Nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>)

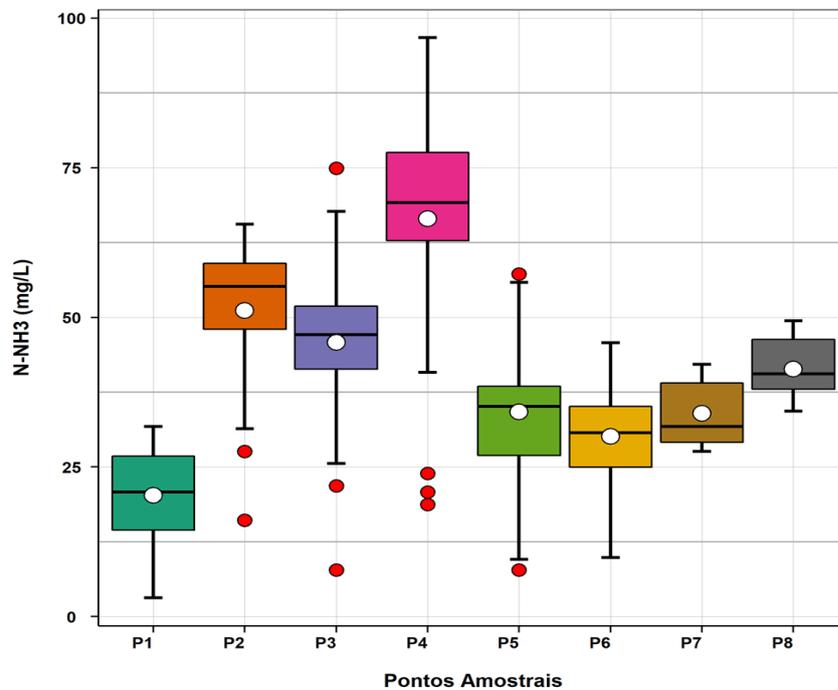
Von Sperling (2014b) afirma que em um curso de água, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição causada por algum lançamento de esgoto a montante. Se esta poluição é recente, o nitrogênio estará basicamente nas formas de nitrogênio orgânico ou amoniacal e, se antiga, basicamente na forma de nitrato, desde que se tenha, no meio em questão, o suficiente de oxigênio dissolvido para permitir a nitrificação.

A variação das concentrações do nitrogênio amoniacal é ilustrada na Figura 4.11. Inicialmente são constatadas faixas de concentrações médias de N-NH<sub>3</sub> bem elevadas, sendo

típicas de esgotos sanitários, variando de concentrações consideradas médias (P<sub>1</sub>, P<sub>3</sub>, P<sub>5</sub>, P<sub>6</sub>, P<sub>7</sub> e P<sub>8</sub>) a fortes (P<sub>2</sub> e P<sub>4</sub>). Jordão e Pessôa (2017), caracterizam esgoto forte com N-NH<sub>3</sub> acima de 50 mg/L, médio entre 20 e 50 mg/L e fraco entre 10 mg/L e 20 mg/L.

Em todos os pontos é excedido, com larga margem, o limite de 5,6 mg/L para  $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$  estipulado pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água enquadrados na classe 3, caso do presente estudo. Como agravante da situação, até o padrão de lançamento de efluentes estabelecido na Resolução CONAMA 430/2011 que é de no máximo 20,0 mg/L de N-NH<sub>3</sub> também foi ultrapassado, evidenciando o grande volume de despejos domésticos que são lançados diariamente.

**Figura 4.11 – Distribuição dos dados do nitrogênio amoniacal nos pontos avaliados**



De maneira geral são constatados baixos intervalos interquartílicos na maioria dos pontos, indicando uma pequena dispersão dos dados.

Conforme esperado, devido à distribuição do nitrogênio no esgoto bruto, em todos os pontos a fração amoniacal se sobressaiu à fração orgânica quando foram avaliados os resultados do nitrogênio kjeldahl. Salienta-se que a maior parte do NTK no esgoto doméstico tem origem fisiológica (dominada pela amônia) e por isso essa prevalência.

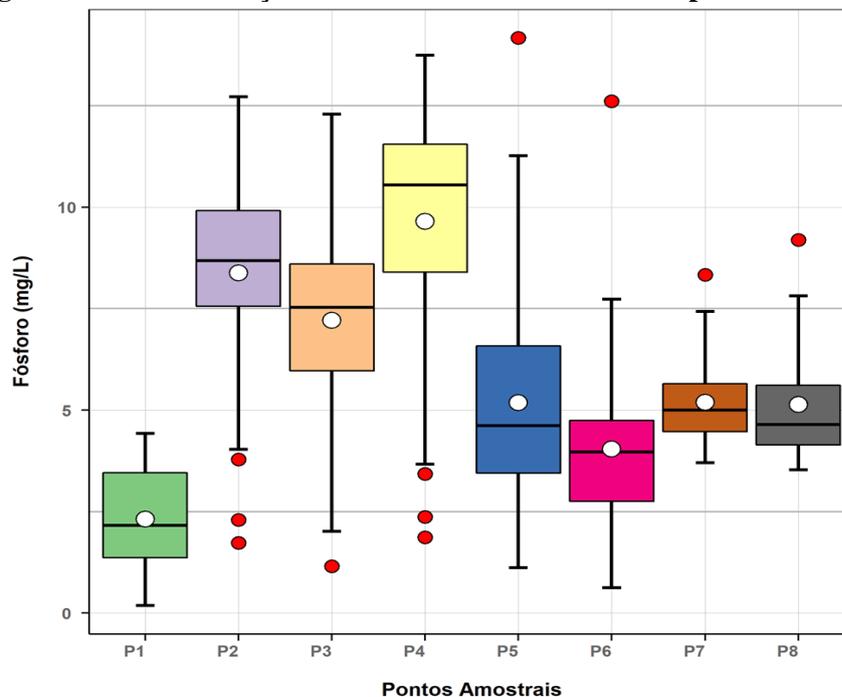
#### 4.2.9 Fósforo Total

O fósforo total (P-total) é um macronutriente essencial para os processos biológicos, e contribui para a eutrofização das águas. Sua origem em águas naturais se deve principalmente às descargas de esgotos sanitários, impregnados de detergentes superfosfatados, efluentes de indústrias fertilizantes, abatedouros, dentre outras.

As concentrações médias de fósforo total nas águas de drenagem do canal do Prado encontram-se apresentadas na Figura 4.12. Ao examiná-las, constata-se que estas são faixas típicas de esgoto sanitário, variando entre concentrações consideradas fracas ( $P_1$ ,  $P_2$ ,  $P_3$ ,  $P_5$ ,  $P_6$ ,  $P_7$  e  $P_8$ ) e média ( $P_4$ ). Tais faixas foram baseadas em Jordão e Pessôa (2017) que caracterizam esgoto forte com P-total acima de 20 mg/L, médio entre 10 e 20 mg/L e fraco entre 5 mg/L e 10 mg/L.

Verifica-se um valor mínimo de 0,2 mg/L de P-total no ponto 1 e um valor máximo de 13,7 mg/L no ponto 4. Analogamente ao nitrogênio total os maiores valores para esse indicador são encontrados nos pontos 2 e 4, devido a estes localizarem-se em pontos que recebem o maior aporte de despejos domésticos providos de elevada carga de nutrientes.

**Figura 4.12 – Distribuição dos dados do fósforo total nos pontos avaliados**



Em grande parte dos pontos são observados altas amplitudes e altos intervalos interquartílicos. Toda essa dispersão pode ser justificada por fatores não controlados do ambiente, como as chuvas, as vazões de efluentes assim como o próprio ciclo deste elemento

dentro do corpo hídrico, que depende de pH, temperatura, profundidade da coluna d'água, presença de alguns metais que aceleram o processo de sedimentação, dentre outras características da massa líquida.

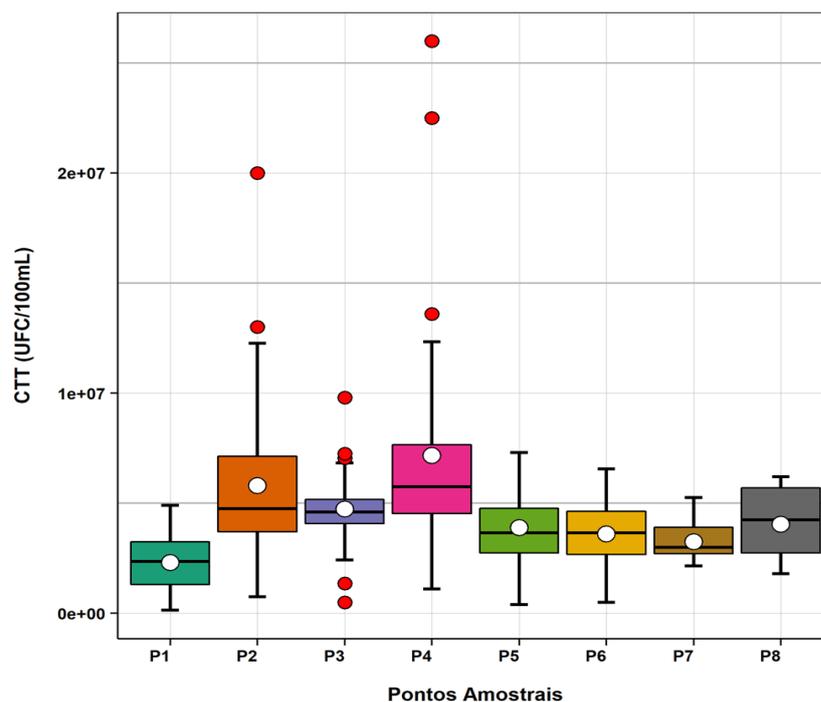
Quando avaliado o grau de trofia do canal do Prado, segundo as faixas apresentadas por Von Sperling (2014b), verifica-se que o mesmo é classificado como hipereutrófico pois apresenta valores médios nos pontos estudados bem acima de 0,1 mgP/L.

Destaca-se que todos os pontos extrapolam, com larga margem, os limites de P-total estabelecidos para os três tipos de ambiente (lêntico, intermediário e lótico – tendo em vista ocorrerem as três situações ao longo do canal) na Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água enquadrados na classe 3.

#### 4.2.10 Coliformes termotolerantes (CTT)

As concentrações médias de coliformes termotolerantes (Figura 4.13) ficaram na ordem de  $10^6$ . Jordão e Pessoa (2017) afirmam que esgotos domésticos *in natura* apresentam valores entre  $10^6$  e  $10^9$  (UFC/100mL), ou seja, depois de todos os indicadores avaliados é totalmente evidenciada a associação entre a qualidade das águas do sistema de macrodrenagem com o lançamento de esgotos sanitários.

**Figura 4.13 – Distribuição dos dados dos coliformes termotolerantes nos pontos avaliados**



O ponto P<sub>1</sub> apresentou os menores valores de CTT, já os demais pontos, particularmente P<sub>2</sub> e P<sub>4</sub>, apresentaram valores bem maiores, por estarem situados nos dois principais tributários do canal e que recebem grande volume de esgoto doméstico diariamente.

Diferentemente dos demais indicadores de poluição, o conjunto de dados de cada ponto apresentaram-se de forma mais homogênea, com pequenos intervalos interquartílicos e com distribuição simétrica em grande parte dos pontos que pode ser decorrente da ordem de grandeza estabelecido para o indicador e, como todos os pontos, ficaram na ordem de 10<sup>6</sup> UFC/100 mL verificou-se essa baixa dispersão.

Henriques (2014) avaliou a distribuição da contaminação fecal ao longo do canal do Prado e encontrou concentrações médias de CTT nas ordens de 10<sup>6</sup> a 10<sup>7</sup> UFC/100mL.

Caminha (2014) ao analisar a degradação da qualidade da água de sub-bacias urbanas de Campina Grande verificou concentrações médias de CTT na ordem de 10<sup>6</sup> UFC/100mL. Freire (2014) teve por área de estudo, o canal da Piabas, situado em outra importante bacia urbana de Campina Grande, e neste também encontrou concentrações médias na ordem de 10<sup>6</sup> UFC/mL.

Diante das situações apresentadas verifica-se que nas águas de drenagem de Campina Grande, a prevalência é de esgoto doméstico.

### 4.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Inicialmente foram realizados, para cada indicador, testes de normalidade, tais quais: Anderson – Darling, Kolmogorov – Smirnov, Shapiro – Wilk e Ryan – Joiner a fim de verificar se a distribuição de frequência do conjunto de dados de cada ponto pode ser aproximada da distribuição normal. Esses resultados são expressos na Tabela 4.2.

Salienta-se que em todos os testes foi adotado um nível de significância de 5% (*p*-valor > 0,05), logo, os resultados do *p*-valor abaixo de 0,05 foram destacados na cor vermelha indicando que a hipótese nula de que os dados seguem uma distribuição normal foi rejeitada.

A partir da Tabela 4.2 verifica-se que alguns pontos, em todos os indicadores, rejeitam a hipótese nula de que os dados provêm de uma distribuição normal. Com especial destaque têm-se os indicadores DBO<sub>5</sub>, DQO e P-total que apresentaram o maior número de pontos se distanciando dessa normalidade, esse fato pode ser decorrente da vulnerabilidade à influência de fatores externos, não controlados, do ambiente que estes indicadores possuem.

**Tabela 4.2 – Resultados do *p*-valor após aplicação dos testes de normalidade**

Testes	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	P <sub>5</sub>	P <sub>6</sub>	P <sub>7</sub>	P <sub>8</sub>
<b>DBO<sub>5</sub></b>								
Anderson - Darling	0,6723	0,0003	0,0017	0,0083	0,0000	0,0000	0,0000	0,1094
Kolmogorov - Smirnov	0,8460	0,0159	0,0017	0,0498	0,0000	0,0000	0,0001	0,0587
Shapiro - Wilk	0,6356	0,0002	0,0012	0,0107	0,0000	0,0000	0,0000	0,0847
Ryan - Joiner	0,7714	0,0001	0,0008	0,0109	0,0000	0,0000	0,0000	0,1262
<b>DQO</b>								
Anderson - Darling	0,4376	0,0001	0,0179	0,0106	0,0000	0,0000	0,0005	0,7674
Kolmogorov - Smirnov	0,3783	0,0002	0,0693	0,0160	0,0001	0,0000	0,0001	0,5565
Shapiro - Wilk	0,3402	0,0000	0,0022	0,0073	0,0000	0,0000	0,0004	0,9123
Ryan - Joiner	0,2673	0,0000	0,0009	0,0078	0,0000	0,0000	0,0001	0,9158
<b>NTK</b>								
Anderson - Darling	0,1026	0,0011	0,0227	0,0018	0,2821	0,1242	0,4552	0,7923
Kolmogorov - Smirnov	0,0468	0,0136	0,0179	0,0213	0,2676	0,3938	0,5767	0,7689
Shapiro - Wilk	0,1334	0,0011	0,0210	0,0025	0,2024	0,0080	0,5655	0,8026
Ryan - Joiner	0,1275	0,0017	0,0204	0,0028	0,1726	0,0045	0,5472	0,8324
<b>N-NH<sub>3</sub></b>								
Anderson - Darling	0,3574	0,0001	0,0383	0,0029	0,3605	0,6625	0,0792	0,6110
Kolmogorov - Smirnov	0,5021	0,0034	0,0111	0,0007	0,1720	0,8919	0,1643	0,7437
Shapiro - Wilk	0,2856	0,0003	0,0743	0,0061	0,5617	0,6332	0,0846	0,5128
Ryan - Joiner	0,3723	0,0001	0,0324	0,0085	0,2847	0,3025	0,1569	0,6708
<b>Fósforo Total</b>								
Anderson - Darling	0,3136	0,0084	0,7407	0,0011	0,0385	0,0003	0,0280	0,0457
Kolmogorov - Smirnov	0,3990	0,0366	0,7184	0,1102	0,1966	0,0033	0,1500	0,1809
Shapiro - Wilk	0,3600	0,0138	0,8960	0,0010	0,0038	0,0000	0,0154	0,0186
Ryan - Joiner	0,5268	0,0135	0,6866	0,0014	0,0037	0,0000	0,0075	0,0151
<b>CTT</b>								
Anderson - Darling	0,7745	0,0000	0,0151	0,0000	0,1628	0,8602	0,4268	0,3459
Kolmogorov - Smirnov	0,7077	0,0032	0,0087	0,0000	0,0802	0,9147	0,6570	0,6373
Shapiro - Wilk	0,6733	0,0000	0,0564	0,0000	0,3232	0,7849	0,3795	0,2954
Ryan - Joiner	0,8061	0,0000	0,0264	0,0000	0,3095	0,8180	0,3183	0,4588

Conforme apontado nas assimetrias da maioria dos conjuntos de dados de cada indicador, a hipótese nula destes seguirem a distribuição normal foi rejeitada. Essa suposição foi comprovada ao se aplicar os testes de normalidade supracitados.

Essa rejeição pode ser consequência da presença dos outliers verificados no conjunto de dados. Diante dessa possibilidade esses valores foram removidos do conjunto de dados e realizados novos testes de normalidade apenas para os pontos que não apresentaram a distribuição normal (destacados em vermelho na Tabela 4.2) e estes são apresentados na Tabela 4.3.

Constatou-se que, ao realizar esse procedimento, todos os pontos, para todos os indicadores, seguiram a distribuição de frequência que pode ser aproximada da distribuição normal.

**Tabela 4.3 - Resultados do p-valor após remoção dos outliers do conjunto de dados**

Testes	P <sub>1</sub>	P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	P <sub>5</sub>	P <sub>6</sub>	P <sub>7</sub>	P <sub>8</sub>
<b>DBO<sub>5</sub></b>								
Anderson - Darling	-	0,8746	0,0738	0,2495	0,8124	0,4429	0,6612	-
Kolmogorov - Smirnov	-	0,6434	0,0546	0,4607	0,9247	0,2475	0,6140	-
Shapiro - Wilk	-	0,9542	0,2547	0,4360	0,7784	0,5506	0,7500	-
Ryan - Joiner	-	0,9394	0,1570	0,3988	0,5390	0,5209	0,7160	-
<b>DQO</b>								
Anderson - Darling	-	0,0521	0,5753	0,0891	0,0618	0,5853	0,1106	-
Kolmogorov - Smirnov	-	0,0763	0,3399	0,0797	0,0659	0,5933	0,1655	-
Shapiro - Wilk	-	0,0989	0,7982	0,0706	0,2004	0,4319	0,100	-
Ryan - Joiner	-	0,0579	0,6597	0,0459	0,1673	0,6600	0,1422	-
<b>NTK</b>								
Anderson - Darling	-	0,1200	0,3724	0,8987	-	0,7730	-	-
Kolmogorov - Smirnov	-	0,1092	0,2790	0,7257	-	0,5761	-	-
Shapiro - Wilk	-	0,2493	0,6335	0,9457	-	0,8033	-	-
Ryan - Joiner	-	0,1671	0,5050	0,8379	-	0,9020	-	-
<b>N-NH<sub>3</sub></b>								
Anderson - Darling	-	0,7464	0,1911	0,2438	-	-	-	-
Kolmogorov - Smirnov	-	0,5603	0,2489	0,2127	-	-	-	-
Shapiro - Wilk	-	0,5579	0,2100	0,3271	-	-	-	-
Ryan - Joiner	-	0,7220	0,2775	0,2721	-	-	-	-
<b>Fósforo Total</b>								
Anderson - Darling	-	0,3087	-	0,3842	0,5735	0,3537	0,4004	0,6437
Kolmogorov - Smirnov	-	0,4741	-	0,4997	0,5203	0,6491	0,5173	0,5851
Shapiro - Wilk	-	0,3300	-	0,4870	0,6472	0,4194	0,4912	0,7331
Ryan - Joiner	-	0,1848	-	0,5180	0,7085	0,3439	0,4763	0,7618
<b>CTT</b>								
Anderson - Darling	-	0,1100	0,0782	0,7903	-	-	-	-
Kolmogorov - Smirnov	-	0,2636	0,0821	0,9178	-	-	-	-
Shapiro - Wilk	-	0,2552	0,1585	0,5928	-	-	-	-
Ryan - Joiner	-	0,1650	0,0835	0,5905	-	-	-	-

#### 4.3.1 Análise de variância (ANOVA)

Verificado que o conjunto de dados de todos os pontos, dos indicadores avaliados, seguem a distribuição normal foi possível a aplicação da ANOVA (fator único) para comparação múltipla de médias. Neste contexto, foi aplicado o teste de Tukey para todos os indicadores no intuito de identificar onde ocorreram as diferenças significativas.

A Tabela 4.4 apresenta o agrupamento dos pontos realizado pelo teste dividindo-os em grupos de médias com diferenças estatísticas significativas. Verifica-se que para o indicador DBO<sub>5</sub> existem cinco grupos de médias estatisticamente diferentes, o grupo 4 é o que compõe o maior número de pontos (P<sub>5</sub>, P<sub>6</sub>, P<sub>7</sub> e P<sub>8</sub>), revelando assim que as médias destes (variação de 87 a 126 mg/L) não são estatisticamente diferentes. Os pontos 2, 3 e 4 apresentaram médias

estatisticamente diferentes dos demais e foram concentrados em três grupos distintos. O grupo 1, composto apenas pelo P<sub>4</sub> merece atenção frente aos demais no que diz respeito a medidas de controle da poluição pois é o que apresenta a maior média de DBO<sub>5</sub>, 405 mg/L, típica de esgoto sanitário de forte concentração.

A Figura 4.14a ilustra graficamente a igualdade estatística, considerando um nível de significância de 5%, das médias de DBO<sub>5</sub> nos pontos P<sub>5</sub>, P<sub>6</sub>, P<sub>7</sub> e P<sub>8</sub> assim como em quais pontos ocorreram as maiores diferenças significativas. Ressalta-se que quanto mais longe da linha vermelha tracejada maiores são as diferenças estatísticas significativas.

Quando avaliado o indicador DQO, constatam-se quatro grupos de médias estatisticamente diferentes. Diferentemente do agrupamento do indicador DBO<sub>5</sub>, no grupo 2 foram alocados P<sub>2</sub> e P<sub>3</sub>, com médias estatisticamente iguais (variação de 470 a 546 mg/L). As médias de P<sub>1</sub>, P<sub>6</sub>, P<sub>7</sub> e P<sub>8</sub> (variação de 145 a 270 mg/L) também são estatisticamente iguais e compõem o grupo 4. O comportamento das médias dos pontos par a par, em relação a diferenças estatísticas, é apresentado na Figura 4.14b.

Ao examinar o agrupamento dos pontos referentes aos dados de NTK, verificam-se cinco grupos de médias estatisticamente diferentes. No grupo 5 encontram-se P<sub>1</sub>, P<sub>6</sub> e P<sub>7</sub> (médias de 35,9 a 50,0 mg/L), com médias estatisticamente iguais, e de forma análoga ao indicador DQO no grupo 2 (pontos 2 e 3) e no grupo 3 (pontos 5, 7 e 8). A Figura 4.15a mostra graficamente onde ocorrem as igualdades estatísticas assim como as diferenças.

Ao analisar o agrupamento dos pontos quanto ao fósforo total constatou-se que este ocorreu de forma análoga ao indicador DBO<sub>5</sub>, estando as ocorrências de diferenças significativas de médias apresentadas na Figura 4.15b.

Os dados do nitrogênio amoniacal, diferentemente dos demais, foram concentrados em seis grupos de médias estatisticamente diferentes. Esse maior número de grupos pode ser decorrente dos processos de oxidação biológica sofridos pela amônia e, como consequência, há uma maior variação de um ponto a outro. De maneira geral, apenas os pontos 5, 6 e 7 expressam médias estatisticamente iguais (variação de 30,1 a 34,2 mg/L), sendo as nuances de variação das ocorrências de diferenças significativas das médias ilustradas na Figura 4.16.

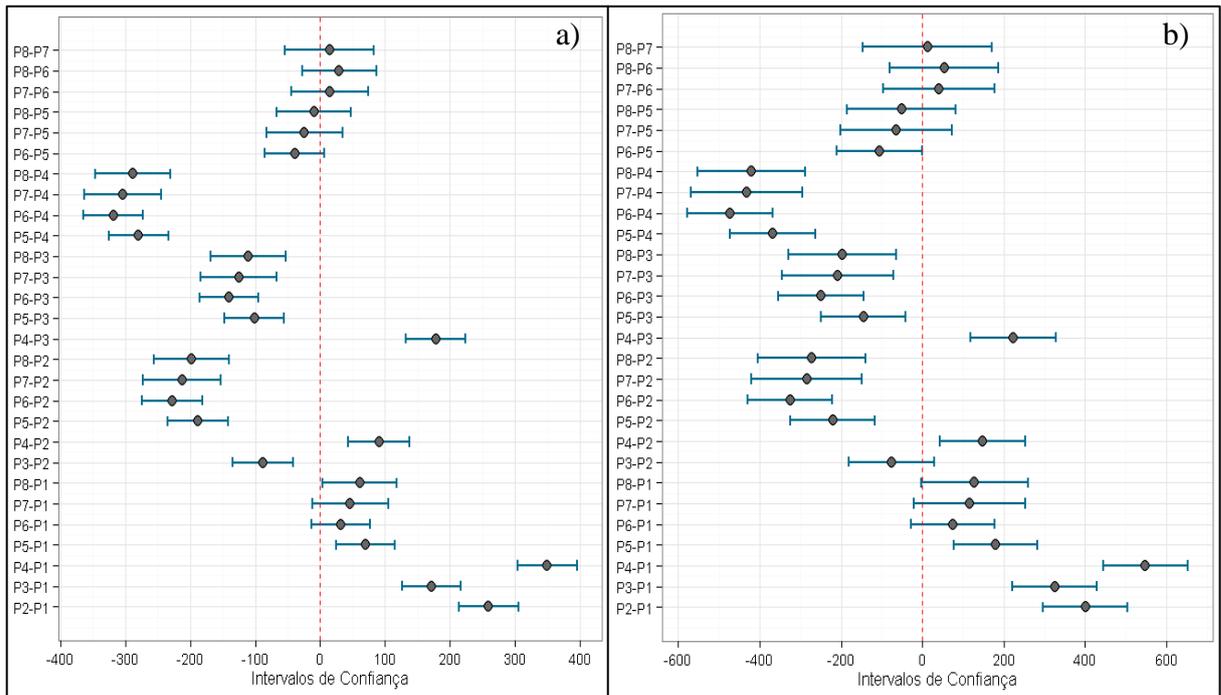
Quando analisado o agrupamento dos CTT, verificam-se quatro grupos de médias com margens próximas umas das outras, constatadas ao observar alocação de um ponto em até 3 grupos de médias diferentes.

Tabela 4.4 - Agrupamento dos pontos referentes aos indicadores avaliados

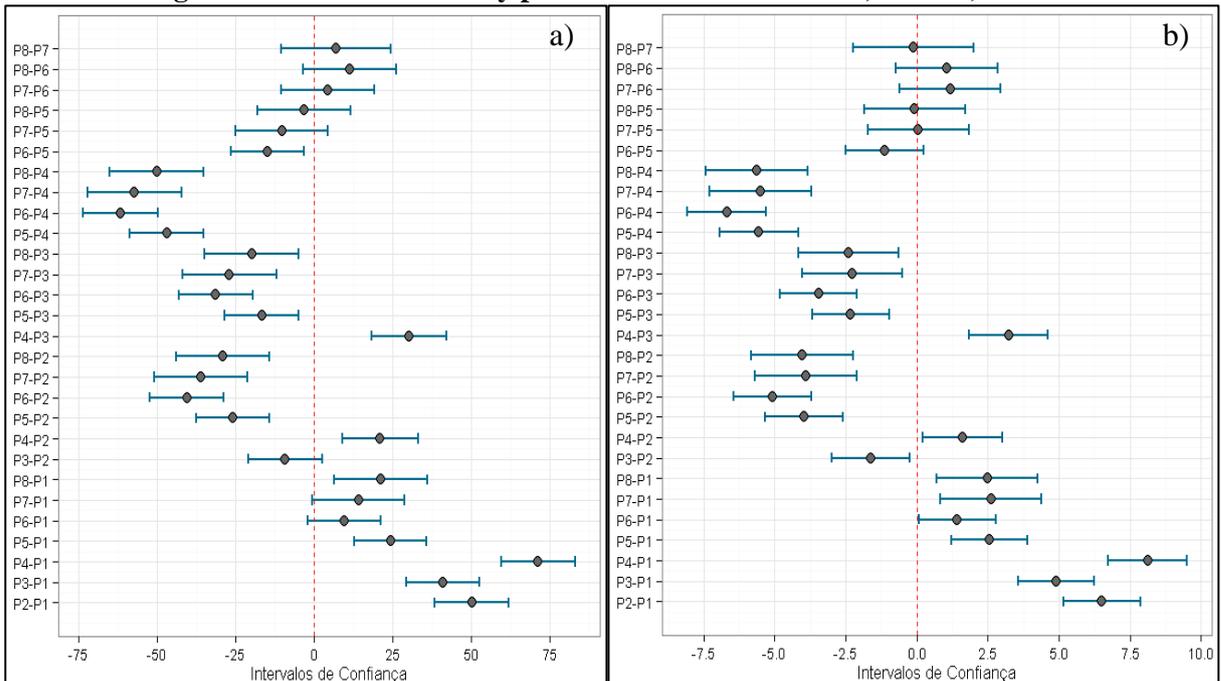
	Ponto	Média	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	P <sub>1</sub>	56					****	
	P <sub>2</sub>	315		****				
	P <sub>3</sub>	227			****			
	P <sub>4</sub>	405	****					
	P <sub>5</sub>	126				****		
	P <sub>6</sub>	87				****	****	
	P <sub>7</sub>	102				****	****	
	P <sub>8</sub>	116				****		
	Ponto	Média	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6
DQO (mg/L)	P <sub>1</sub>	145				****		
	P <sub>2</sub>	546		****				
	P <sub>3</sub>	470		****				
	P <sub>4</sub>	693	****					
	P <sub>5</sub>	325			****			
	P <sub>6</sub>	220				****		
	P <sub>7</sub>	261			****	****		
	P <sub>8</sub>	274			****	****		
	Ponto	Média	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6
NTK (mg/L)	P <sub>1</sub>	35,9					****	
	P <sub>2</sub>	86,0		****				
	P <sub>3</sub>	76,9		****				
	P <sub>4</sub>	107,1	****					
	P <sub>5</sub>	60,3			****			
	P <sub>6</sub>	45,6				****	****	
	P <sub>7</sub>	50,0			****	****	****	
	P <sub>8</sub>	57,0			****	****		
	Ponto	Média	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	P <sub>1</sub>	20,2						****
	P <sub>2</sub>	56,3		****				
	P <sub>3</sub>	47,1			****			
	P <sub>4</sub>	71,5	****					
	P <sub>5</sub>	34,2				****	****	
	P <sub>6</sub>	30,1					****	****
	P <sub>7</sub>	33,9				****	****	
	P <sub>8</sub>	41,4			****	****		
	Ponto	Média	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6
P-total (mg/L)	P <sub>1</sub>	2,3					****	
	P <sub>2</sub>	8,8		****				
	P <sub>3</sub>	7,2			****			
	P <sub>4</sub>	10,4	****					
	P <sub>5</sub>	4,9				****		
	P <sub>6</sub>	3,7				****		
	P <sub>7</sub>	4,9				****		
	P <sub>8</sub>	4,8				****		
	Ponto	Média	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Grupo 5	Grupo 6
CTT (UFC/100mL)	P <sub>1</sub>	2,3E+06				****		
	P <sub>2</sub>	5,0E+06	****	****				
	P <sub>3</sub>	4,6E+06	****	****	****			
	P <sub>4</sub>	5,6E+06	****					
	P <sub>5</sub>	3,9E+06		****	****			
	P <sub>6</sub>	3,6E+06		****				
	P <sub>7</sub>	3,3E+06			****	****		
	P <sub>8</sub>	4,1E+06	****	****	****			

Ressalta-se que, em todos os agrupamentos, à exceção do indicador microbiológico CTT, o P<sub>4</sub>, sempre alocado no grupo 1, foi o que apresentou as maiores médias dos indicadores de poluição fazendo-se necessária adoção de medidas de curto prazo a fim de que seja mitigada toda essa carga poluidora que deságua no canal do Prado.

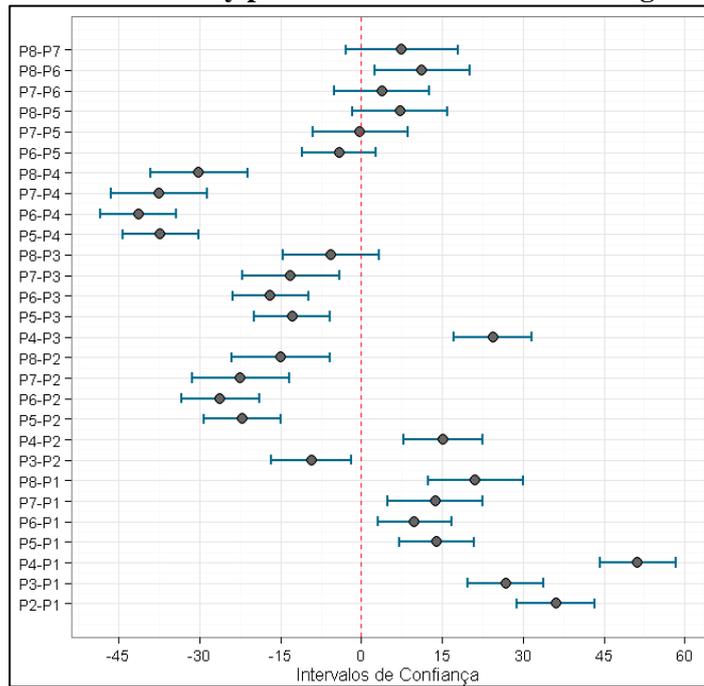
**Figura 4.14 - Teste de Tukey para análise dos dados da a) DBO<sub>5</sub> b)DQO**



**Figura 4.15 – Teste de Tukey para análise dos dados do a) NTK b) P-total**

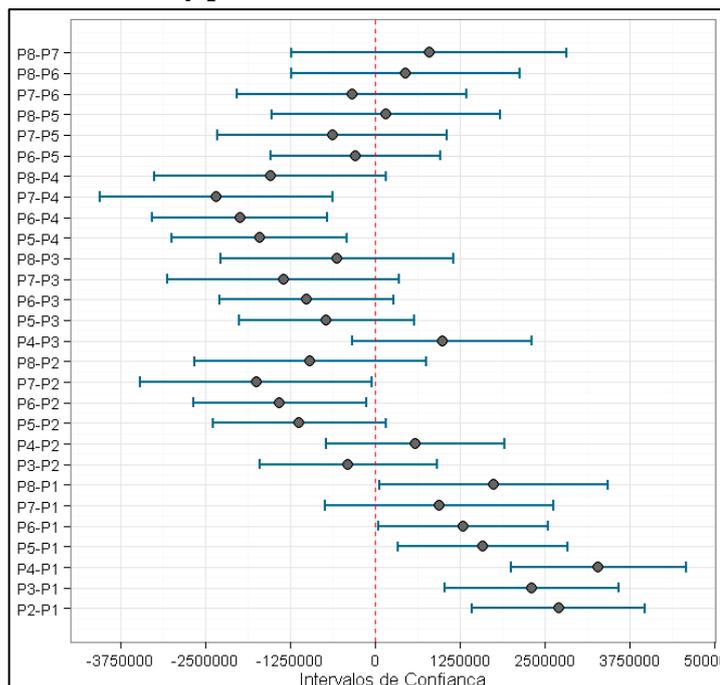


**Figura 4.16 – Teste de Tukey para análise dos dados do nitrogênio amoniacal**



Diferentemente dos demais indicadores de poluição, na Figura 4.17 é ilustrado que grande parte das médias dos pontos estudados relativos aos CTT são estatisticamente iguais. Essa igualdade é verificada nos pontos 3, 5, 6, 7 e 8, pode ser decorrente da ordem de grandeza do indicador e como foi encontrado ordem média de  $10^6$  UFC/100mL em todos pontos há essa menor variabilidade nos pares de médias dos pontos.

**Figura 4.17– Teste de Tukey para análise dos dados dos coliformes termotolerantes**



#### 4.3.2 Matriz de correlação

Para a análise simultânea da associação entre os indicadores avaliados, através dos coeficientes de Pearson, foi selecionado o ponto P<sub>4</sub> por ser o que apresentou os valores mais significativos para os indicadores físico-químicos e microbiológico, demonstrando maior poluição difusa quando comparado aos demais.

Os coeficientes de correlação entre variáveis, no ponto 4, são apresentados na Tabela 4.5. Foi verificada correlação forte positiva entre DBO<sub>5</sub> e DQO, NTK e fósforo, indicando que o lançamento de efluentes tem em sua composição grande carga de matéria orgânica assim como de nutrientes. Constata-se ainda correlação moderada positiva entre a turbidez e DBO<sub>5</sub>, DQO, NTK e fósforo.

Deve ser destacada correlação fraca negativa entre o pH e os CTT, fato esse decorrente da ação natural que ocorre quando há um aumento do pH que é a morte de bactérias.

**Tabela 4.5 - Matriz de correlação de Pearson para o ponto P<sub>4</sub>**

Indicador	pH	Turbidez	DBO <sub>5</sub>	DQO	NTK	Fósforo	CTT
<b>pH</b>	1,00						
<b>Turbidez</b>	-0,06	1,00					
<b>DBO<sub>5</sub></b>	0,17	0,67	1,00				
<b>DQO</b>	0,03	0,69	0,88	1,00			
<b>NTK</b>	0,23	0,51	0,87	0,72	1,00		
<b>Fósforo</b>	0,15	0,59	0,87	0,77	0,89	1,00	
<b>CTT</b>	-0,27	0,13	0,21	0,10	0,23	0,33	1,00

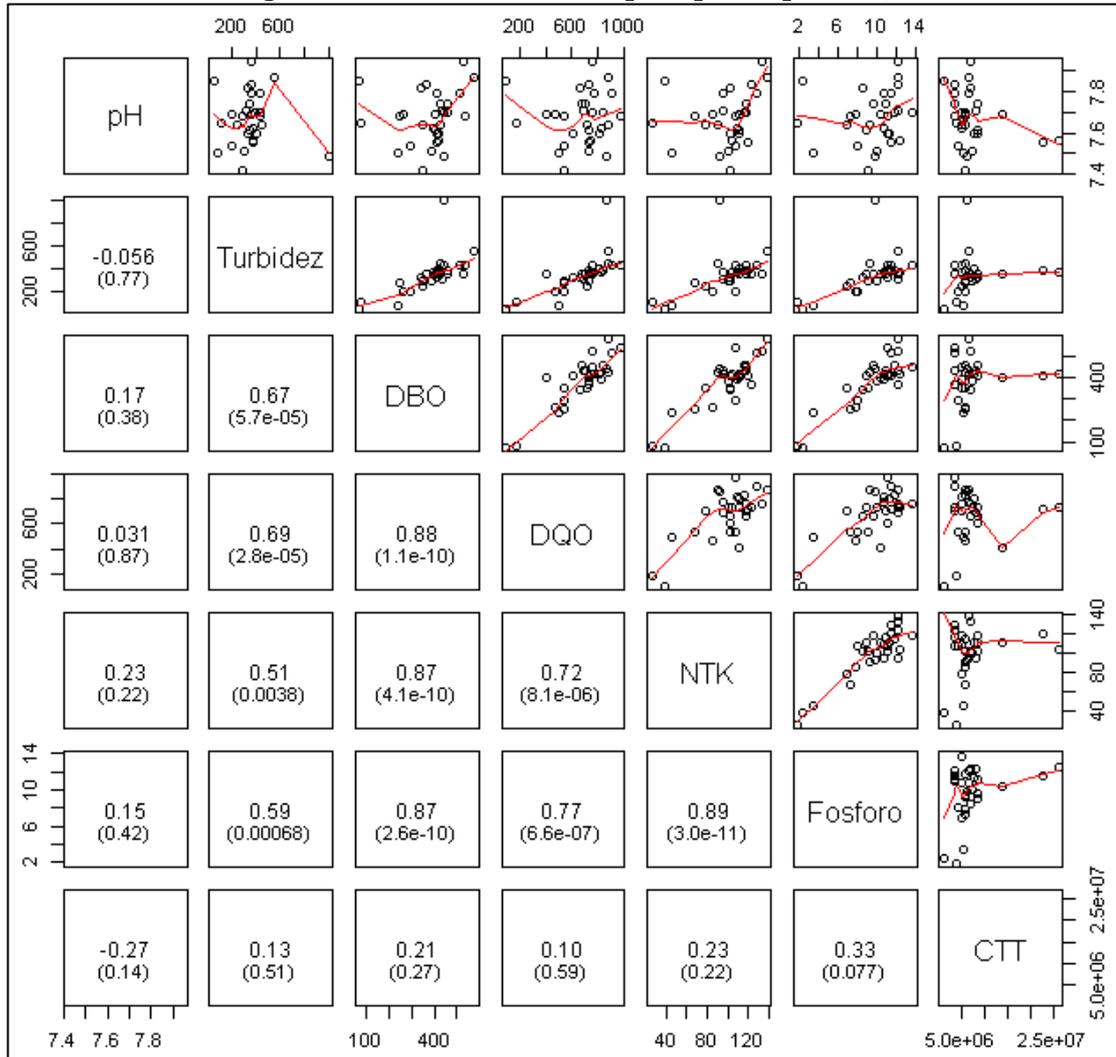
De forma complementar à Tabela 4.5, através da matriz de Scatterplots apresentada na Figura 4.18, é possível analisar os gráficos de dispersão para verificação da existência ou não de associação linear entre os indicadores.

É importante salientar que a significância da correlação é atribuída a partir da comparação do *p-valor* (valores entre parênteses) com o valor do nível de significância ( $\alpha = 0,05$ ) adotado para a análise. Logo, o *p-valor* ser menor ou igual ao nível de significância pré-determinado, informa que há correlação significativa entre os indicadores, caso contrário, não haverá associação entre eles.

Nesse contexto, verifica-se que não há associação linear do pH e dos CTT com os demais indicadores estudados, fato esse constatado quando verificados os coeficientes de Pearson que indicam fraca correlação entre eles.

Diferentemente dos indicadores turbidez, DBO, DQO, NTK e Fósforo em que foram constatadas associação linear entre os mesmos tanto através do *p-valor* quanto por meio da linearidade observada nos gráficos de dispersão.

**Figura 4.18 - Matriz de Scatterplots para o ponto P<sub>4</sub>**



#### 4.4 AVALIAÇÃO DAS CARGAS POLUIDORAS

Von Sperling (2014a) argumenta que uma das etapas da avaliação do impacto que um lançamento causa em um corpo hídrico é a quantificação das cargas poluidoras. Para alcançar esse objetivo foi necessário realizar medição de vazão em cada ponto de amostragem, estando os valores apresentados na Tabela 4.6.

Salienta-se que devido a dificuldades de campo só foi possível realizar medições em todos os pontos em uma única campanha (dia 11/09), sendo esta utilizada no cálculo das

cargas poluidoras per capita. Além disso, esse foi um período de ausência de chuvas em que todo o escoamento era decorrente de lançamentos clandestinos de esgotos.

**Tabela 4.6 – Dados resultantes da medição de vazão**

Pontos	Dia 08/06	Dia 24/07	Dia 31/08	Dia 11/09
	Q (L/s)	Q (L/s)	Q (L/s)	Q (L/s)
1	65,01	4,88	9,56	11,94
2	330,36	105,58	122,29	65,90
3	400,44	158,49	152,08	176,03
4	75,96	39,55	33,18	52,42
5	729,15	375,20	183,46	203,59
6	682,44	156,54	279,41	337,72
7	-	-	-	469,59
8	-	-	-	476,03

As populações residentes estimadas para as sub-bacias contribuintes (TSUYUGUCHI, 2015) de cada ponto amostral, assim como os valores resultantes das análises de DBO<sub>5</sub>, DQO, NTK e fósforo total, referentes ao dia 13/09 (2 dias após a medição da vazão), são expressos na Tabela 4.7.

**Tabela 4.7 – Dados utilizados no cálculo das cargas poluidoras per capita**

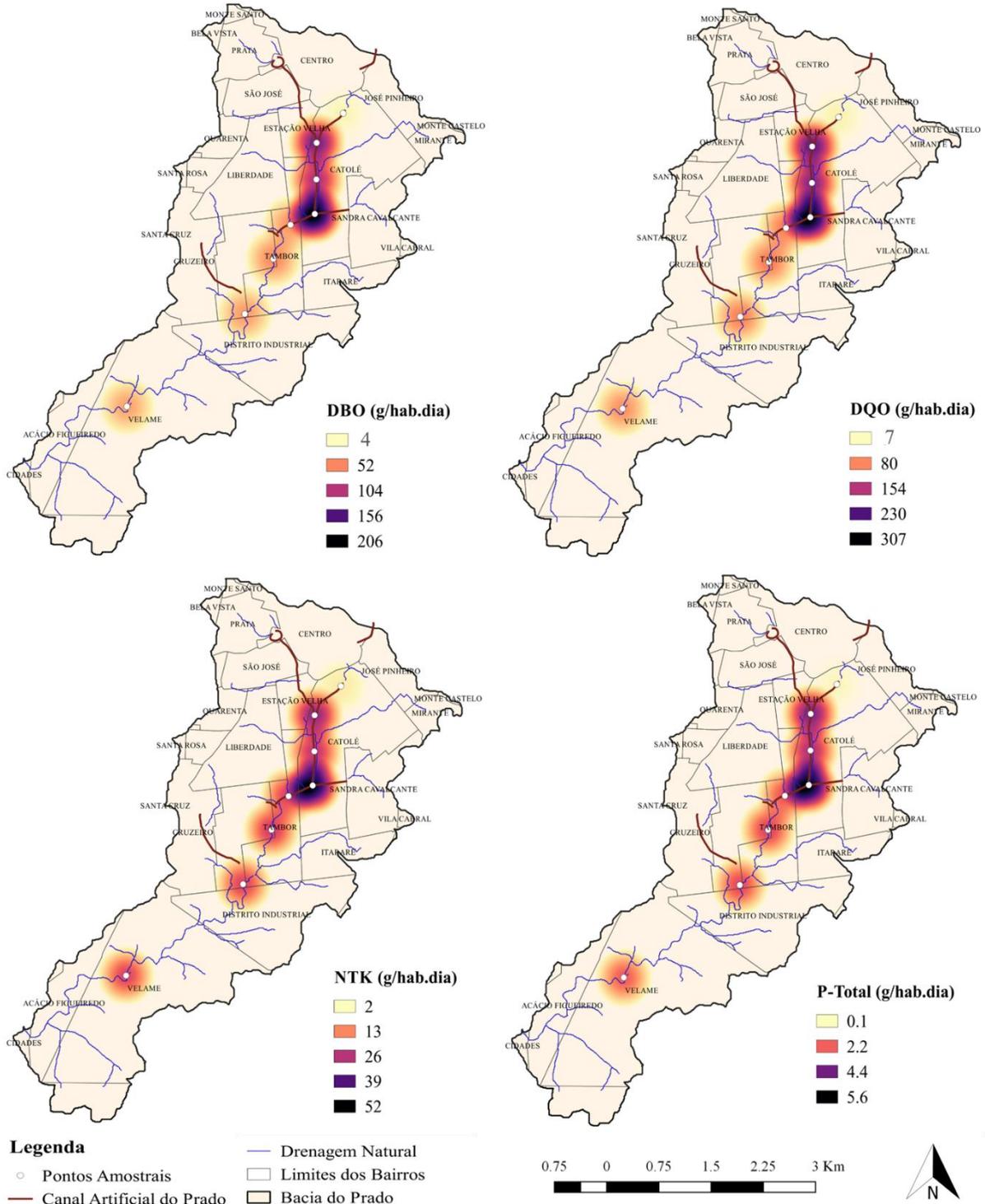
Ponto	População contribuinte (hab)	DBO <sub>5</sub> (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	P-total (mg/L)
1	11438	41	76	23	1,3
2	16499	390	635	92	10,6
3	50680	355	643	86	10,0
4	9017	411	612	103	11,2
5	65244	170	319	86	7,6
6	70792	123	209	59	5,8
7	99160	106	202	55	5,7
8	106097	101	183	57	5,3

De posse dos dados supracitados foi possível calcular as cargas poluidoras per capita e espacializá-las no intuito de facilitar a identificação de onde ocorrem as cargas mais elevadas. A Figura 4.19 apresenta os resultados para os indicadores de matéria orgânica e de nutrientes.

Para o indicador DBO<sub>5</sub> verifica-se que os pontos 2, 3 e 4 excedem a faixa de valores estabelecida na NBR 12209 (ABNT, 2011), que é de 45 a 60gDBO<sub>5</sub>/hab.dia. Esse fato pode ser decorrente da disposição inadequada de resíduos sólidos, bem como da criação de animais que contribuem para o aumento da concentração da matéria orgânica no canal.

Destaca-se ainda que o ponto 2 localiza-se em uma área que foi caracterizada por apresentar alta vulnerabilidade social, ou seja, que apresenta déficit em questões relacionadas aos serviços urbanos e poucas oportunidades no contexto econômico – social aos moradores. O ponto 3 encontra-se em uma área de média vulnerabilidade social, contudo, o mesmo é visivelmente prejudicado pelo lançamento do tributário no qual se encontra o ponto 2.

**Figura 4.19 – Cargas poluidoras per capita ao longo do Riacho do Prado**



O ponto 4 situa-se em uma área caracterizada entre média e baixa vulnerabilidade social, contudo, foi verificado frequente disposição de resíduos sólidos, lançamento de resíduos líquidos oriundos de construções civis nas imediações, além de rede coletora de esgoto direcionada para dentro do próprio canal.

Em relação ao indicador DQO também foi constatado que os pontos 2, 3 e 4 ultrapassaram a faixa especificada na NBR supracitada que é de 90 a 120 gDQO/hab.dia. Os motivos para esse excesso são análogos aos atribuídos ao indicador DBO<sub>5</sub>.

Destaca-se que as faixas especificadas na NBR citadas até o momento são utilizadas na ausência ou na impossibilidade de determinação desses indicadores para dimensionamento de unidades de tratamento de esgotos sanitários, ou seja, diante dessa extrapolação das faixas de valores é constatado mais uma vez que as águas de drenagem do canal do Prado possuem características típicas de esgotos sanitários. É observado que o próprio canal já acaba atuando como unidade de tratamento dessa água, haja vista ser verificado uma tendência de autodepuração na parte sudoeste da bacia como forma de tentar reestabelecer o equilíbrio dentro do corpo aquático.

Em relação aos indicadores de nutrientes observa-se que, tanto o nitrogênio kjeldahl quanto o fósforo total, excederam suas faixas (ABNT, 2011) de 8 a 12gN/hab.dia e 1,0 a 1,6gP/hab.dia, respectivamente, em todos os pontos de amostragem, com exceção do ponto 1 que está situado no início do canal a montante das contribuições significativas de esgoto. Além disso, para esses indicadores não foi verificada tendência de autodepuração, tal fato pode ser proveniente dos animais que se deslocam entre os pontos 6 e 8 e que contribuem para esse acréscimo de nutrientes.

#### 4.5 CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIACHO DO PRADO

De acordo com Ide e Ribeiro (2010) os parâmetros comumente utilizados e que melhor se ajustam à modelagem de qualidade de água são o oxigênio dissolvido (OD) e a demanda bioquímica de oxigênio última (DBO<sub>u</sub>), ambos de extrema importância no estudo da capacidade de autodepuração dos corpos hídricos.

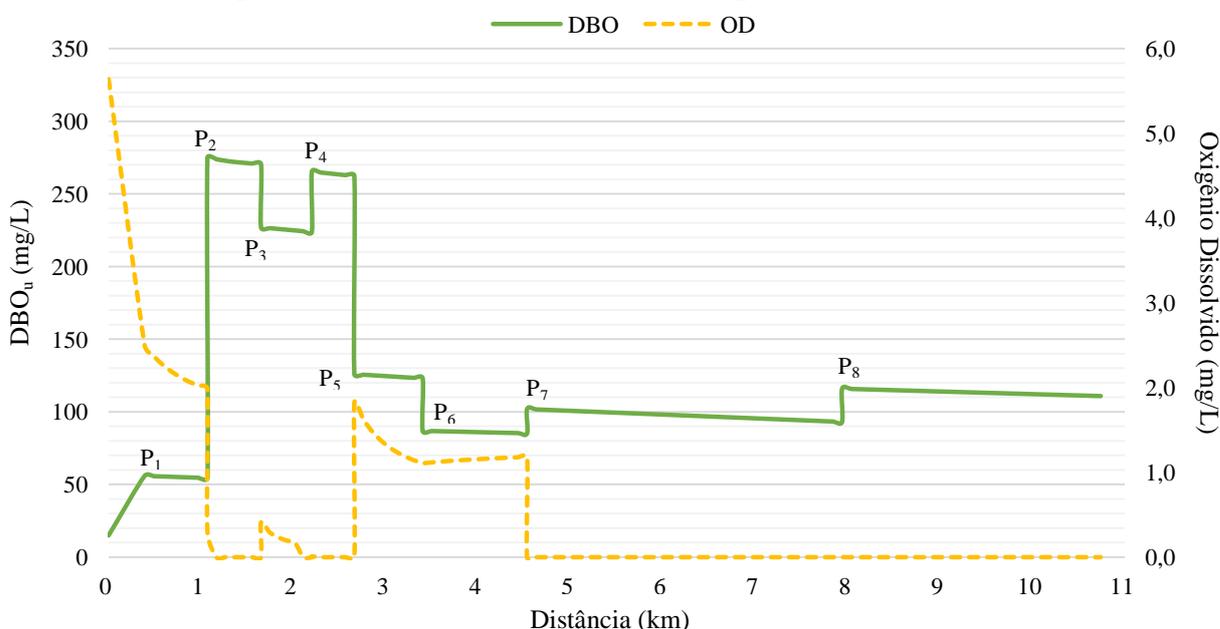
Os resultados referentes ao comportamento do OD e da DBO<sub>u</sub> no decorrer da bacia do Prado, frente à todo lançamento de água residuárias, estão apresentados na Figura 4.20. É verificado que em 68% do trecho estudado (10,74km) as condições são de anaerobiose.

O riacho do Prado tem início logo após ao extravasor das águas excedentes do Açude Velho, apresentando OD e DBO<sub>u</sub> inicial de 5,6 mg/L e 15 mg/L, respectivamente. Percorridos

aproximadamente 390m já é observado uma pequena elevação da  $DBO_u$  (cerca de 56mg/L) o que resulta no consumo de oxigênio e seu conseqüente decréscimo. Essa elevação da  $DBO_u$  pode ser oriunda do lançamento de águas residuárias das imediações do parque da criança e de uma parcela do bairro Catolé que circundam esse ponto do canal.

Em destaque apresentam-se os trechos que desagüam os tributários representados pelos pontos 2 e 4, onde são verificados as maiores concentrações de  $DBO_u$  e uma iminente depleção de todo oxigênio. Ao chegar no ponto 5 é observado aumento na concentração de OD devido à aeração na água ocasionada pelo recebimento turbulento de uma vazão contínua e significativa, em termos quantitativos, de águas residuárias oriundas do bairro Jardim Paulistano.

**Figura 4.20 – Perfis de OD e  $DBO_u$  ao longo do riacho do Prado**



A partir do ponto 6 (em que o canal passa a ter sua forma natural) é verificado uma tendência do rio em utilizar sua capacidade de assimilação da matéria orgânica, no entanto, sempre prejudicada devido à lançamentos pontuais de efluentes que interrompem essa tentativa de reestabelecimento do equilíbrio no meio aquático.

Salienta-se que em todo o trecho estudado as concentrações de OD e de  $DBO_u$  não atenderam aos valores estabelecidos na Resolução CONAMA 357 para corpos hídricos enquadrados na classe 3, que é de OD superior a 4mg/L e  $DBO_u$  inferior a 10mg/L.

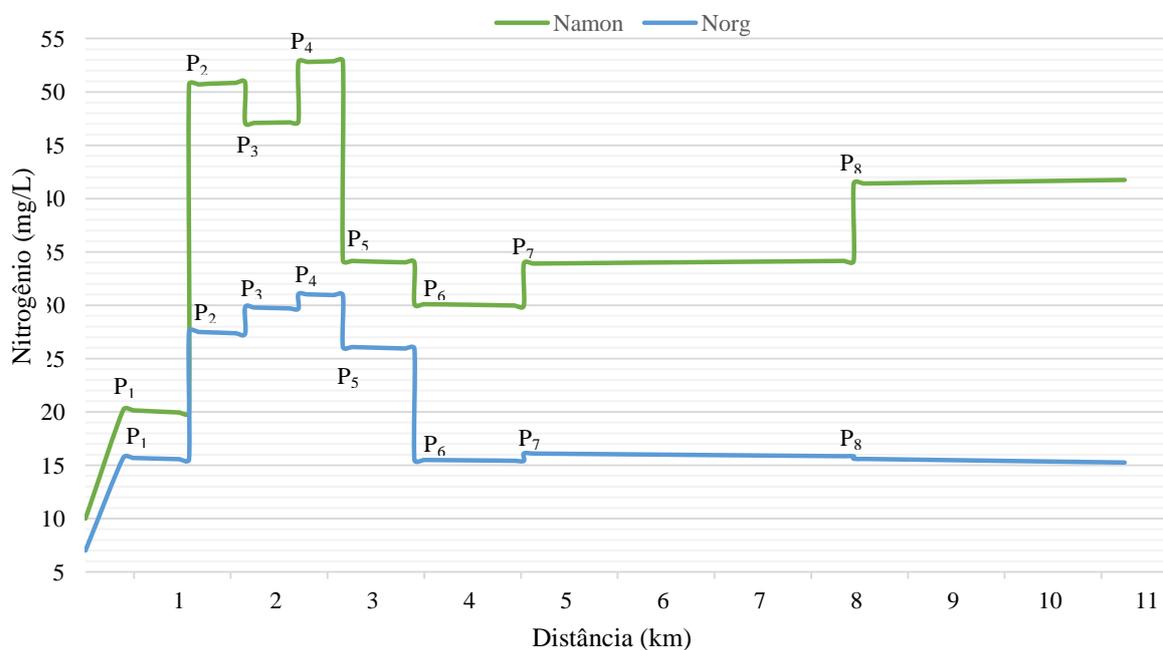
Ao prosseguir a modelagem da qualidade da água do riacho do Prado constatou-se que, seguindo as condições de baixa velocidade e alta profundidade (que não favorecem a reaeração) do último trecho, o oxigênio dissolvido apenas volta a ser reestabelecido 24km após o final do trecho estudado, caso não ocorra lançamentos até a referida distância.

Contudo, ao final desse trecho o riacho do Prado deságua no Rio Bodocongó que em seguida desemboca (cerca de 48km) no Rio Paraíba, afluente dos principais reservatórios superficiais da bacia do Rio Paraíba. Logo, seria necessário conhecer dados de qualidade do Rio Bodocongó para modelar a mistura e os possíveis impactos no Rio Paraíba, podendo este ser negativo ou até mesmo positivo.

Em condições aeróbias os principais mecanismos de consumo e produção de oxigênio são, respectivamente, a desoxigenação e a reaeração atmosférica. Conforme constatado que a maior parte do riacho encontra-se sob condições anaeróbias outros processos devem ser incluídos no balanço do oxigênio dissolvido, como por exemplo a nitrificação que demanda oxigênio para oxidar a amônia a nitrito e este a nitrato.

Para tanto, os resultados referentes ao comportamento das frações de nitrogênio que são comumente encontradas em esgotos brutos (nitrogênio amoniacal e orgânico) estão apresentadas na Figura 4.21. Observa-se valores significativamente elevados dessas frações de nitrogênio nas águas do riacho do Prado indicando ocorrência de lançamento de esgotos domésticos, além de inferir um estágio de poluição recente.

**Figura 4.21 – Perfis das formas de nitrogênio ao longo do riacho do Prado**



De maneira geral, percebe-se que o nitrogênio segue a mesma tendência de variação da  $DBO_u$  ao longo do canal. Observa-se que a partir do ponto 6 há uma estabilidade nas concentrações da fração orgânica enquanto que na amoniacal são verificadas grandes variações, decorrentes da presença de animais que se deslocam a partir desse trecho e que contribuem para o aumento da parcela fisiológica que é dominada pela amônia.

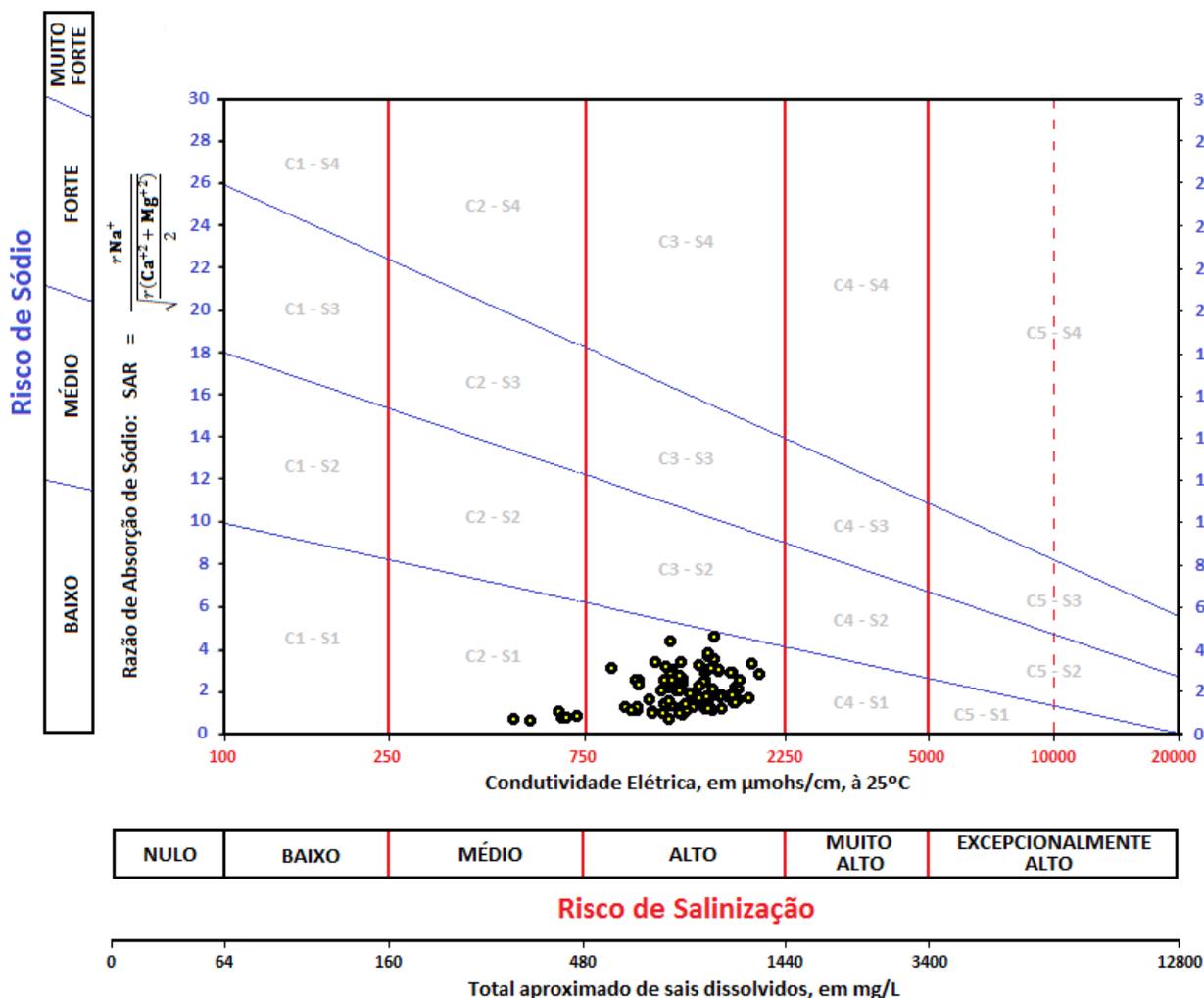
## 4.6 AVALIAÇÃO DA UTILIZAÇÃO DAS ÁGUAS DE DRENAGEM

### 4.6.1 Irrigação

A avaliação da qualidade da água para fins de irrigação foi obtida através do gráfico (Figura 4.22) que relaciona a razão de adsorção de sódio (RAS) com a condutividade elétrica da água, indicando os riscos potenciais de sódio e salinidade.

De modo geral as águas de drenagem do canal do Prado enquadraram-se nas classes C3-S1, caracterizando-a em uma água que possui alta salinidade (C3) e fraca presença de sódio (S1), conforme detalhado na Tabela 4.8. Com isso, a utilização dessas águas para irrigação fica condicionada ao cultivo de espécies tolerantes à salinidade, como algodão, cevada, capim bermuda, aspargo, soja, sorgo, trigo, e outros, que possuam boa absorção desses sais, de modo a reduzir os riscos de salinização do solo.

Figura 4.22 - Classificação das águas de drenagem da bacia do Prado para irrigação



Foi verificado que 6 amostras destacaram-se frente às demais por estarem enquadradas na classe C2, esse fato é decorrente da ocorrência de precipitações de moderada intensidade verificadas dois dias antes da coleta do dia 17/05 assim como no próprio dia de coleta (Registro do pluviômetro da EMBRAPA: 2,2 – 11,6 – 4,4 mm) adicionando mais volume de água no canal e diluindo as substâncias dissolvidas ali presentes.

**Tabela 4.8 – Categorias de risco das águas de drenagem da bacia do Prado**

Risco de salinização				Risco de sódio			
Classe	Nº	%	Salinidade da água	Classe	Nº	%	Presença de sódio
C0	0	0	Baixíssimo	S1	92	100	Fraco
C1	0	0	Baixo	S2	0	0	Mediano
C2	6	6,5	Médio	S3	0	0	Alto
C3	86	93,5	Alto	S4	0	0	Extremamente alto
C4	0	0	Muito Alto				
C5	0	0	Extremamente Alto				

O uso de águas salinas para a irrigação constitui um sério problema para a agricultura, pois limita a produção agrícola e reduz a produtividade das culturas a níveis antieconômicos, especialmente em regiões áridas e semiáridas (DIAS et al., 2016). Além disso, tal prática resulta em efeito adverso nas relações solo-água-plantas, ocasionando restrição severa nas atividades fisiológicas e no potencial produtivo das plantas cultivadas.

Dias et al. (2016) afirmam ainda que o sucesso do uso de água salina para irrigação das culturas agrícolas requer práticas de manejo adequadas como, a seleção de culturas tolerantes à salinidade e a adoção de estratégias de aplicação de água que evitem o acúmulo de sais no solo e/ou mantenha a concentração de sais na zona radicular abaixo da tolerada pela cultura explorada.

Deve ser salientado que, mesmo apresentando alto risco de salinização, as águas de drenagem do canal do Prado dispõem de carga de nutrientes que é favorável ao crescimento das culturas, dispensando assim uso de fertilizantes e, conseqüentemente, custos inerentes ao mesmo, todavia, essas águas apresentam também concentrações de coliformes termotolerantes em ordem elevada ( $10^6$ ) o que preconiza a adoção de algum tratamento para inativação desses microrganismos antes da sua utilização.

Como foi observado, nas imediações do ponto 6, uso intensivo das águas do canal do Prado para cultivo de capim, de forma irrestrita, ações de conscientização devem ser promovidas como forma de expor os riscos aos quais as pessoas que trabalham nessa prática estão sujeitas.

#### 4.6.2 Piscicultura

Para avaliar a possibilidade de utilização das águas de drenagem da bacia do Prado na piscicultura foi considerada a Resolução CONAMA 357/2005 que estabelece os padrões de qualidade que as águas destinadas a essa utilização devem possuir, bem como o padrão microbiológico mencionado por Bastos e Bevilacqua (2006) que foi citado na seção 2.3.3.

Bastos et al. (2003) salientam que, dentre os principais indicadores da qualidade de água de interesse na piscicultura estão o pH, a alcalinidade, a turbidez, o oxigênio dissolvido, a condutividade elétrica, a temperatura, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e clorofila.

Grande parte desses indicadores foram analisados no presente estudo e estes foram comparados com seus respectivos padrões a fim de verificar as conformidades ou não com a legislação. Essa comparação encontra-se descrita na Tabela 4.9.

**Tabela 4.9 – Adequação da utilização da água de drenagem da bacia do Prado na piscicultura**

<b>Padrão</b>	<b>Conformidade</b>
pH: 6 a 9	CONFORME
Turbidez: $\leq 100$ uT	CONFORME APENAS P <sub>1</sub> E P <sub>8</sub>
DBO $\leq 5$ mg/L	NÃO CONFORME
OD $\geq 5$ mg/L	NÃO CONFORME
Fósforo total: $\leq 0,05$ mg/L	NÃO CONFORME
Nitrogênio amoniacal: 3,7 mg/L N para pH $\leq 7,5$ 2 mg/L N para $7,5 < \text{pH} \leq 8$	NÃO CONFORME
No tanque piscícola: CTT: $\leq 1 \times 10^3$ NMP/100mL	NÃO CONFORME

Fonte: Adaptado CONAMA 357 (2005); BASTOS E BEVILACQUA (2006).

Constata-se que apenas os dados do indicador pH atendem completamente à faixa preconizada pelo padrão. Devido à lixiviação de sedimentos no entorno do canal bem como o lançamento contínuo de águas residuárias os valores da DBO são significativamente superiores ao preconizado no padrão, o que resulta em uma elevação da turbidez e no consumo demasiado de oxigênio dissolvido que é praticamente ausente em todos os pontos.

De modo geral recomenda-se utilizar as águas de drenagem do canal do Prado na piscicultura de forma conjugada com uma água de melhor qualidade em proporções a serem estudadas a fim de que os padrões supracitados sejam atendidos.

#### 4.6.3 Indústria

Nos estudos referentes à adequação das águas de drenagem do canal do Prado para utilização na indústria, mais especificamente em torres de resfriamento e caldeiras, foram considerados os limites propostos por Metcalf & Eddy (2003) os quais foram discutidos na seção 2.3.4.

Com base nessa literatura, foi verificado que as águas oriundas dos pontos 1 e 5 podem ser utilizadas em torres de resfriamento sem nenhuma restrição, enquanto que a água dos demais pontos, apenas na condição em que há recirculação, tendo em vista que na condição em que não há recirculação é estipulada a presença de oxigênio dissolvido, fato esse não garantido nos pontos em questão.

Em relação à utilização nas caldeiras, apenas pode ser utilizada a água proveniente do ponto 1, limitada também apenas à condição de baixa pressão, devido às maiores exigências no que diz respeito ao  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e à dureza que os outros pontos não atendem.

#### 4.6.4 Áreas verdes

No que diz respeito à viabilidade de utilização da água de drenagem da bacia do Prado na irrigação de áreas verdes seja esta direcionada à recreação de contato primário (classe 2) ou secundário (classe 3) foi considerada, mais uma vez, a Resolução CONAMA 357/2005, comparando os valores dos resultados determinados nas análises com os padrões das classes supracitadas.

De forma particular, para esta finalidade, o teor de coliformes termotolerantes ganha destaque na análise de qualidade de água para irrigação de áreas verdes tendo em vista os riscos sanitários que podem ser inferidos a partir de um eventual contato físico.

Bastos e Bevilacqua (2006) recomendam, com boa margem de segurança, que águas destinadas a fins urbanos não potáveis, como o em questão, tenham teores de coliformes termotolerantes menores que  $10^3$  UFC/100mL. Quando comparado aos valores obtidos no estudo verificam-se ordens bem superiores ao recomendado inviabilizando assim sua utilização para esse fim.

Salienta-se que os valores obtidos nas análises físico-químicas quando comparados aos padrões da resolução CONAMA 357/2005 supracitada também são excedidos.

Uma alternativa seria a desinfecção ou a utilização combinada dessa água, em proporções a serem estudadas, com uma água de melhor qualidade assim como recomendado no item referente à piscicultura.

## 4.7 AVALIAÇÃO DE RISCO

### 4.7.1 Resultado do formulário FMEA

A avaliação de risco pela metodologia FMEA analisou os principais perigos associados ao sistema de macrodrenagem representado pela bacia urbana do Prado, que possuem potenciais efeitos na saúde e na segurança da população residente na referida bacia. O Quadro 4.2 apresenta a parte I do formulário FMEA preenchido durante a reunião da equipe de especialistas, já a Tabela 4.16 exibe a parte II do formulário com a quantificação do risco, que foi realizada de forma separada para cada ponto devido às suas particularidades.

O escore de severidade atribuído ao perigo poluição por lançamento de efluentes foi 3 em todos os pontos devido os mesmos apresentarem coliformes termotolerantes na ordem de  $10^6$  UFC/100mL típicos de concentrações existentes em lagoas anaeróbias, logo, um eventual contato com essa água pode acarretar em sérios danos à saúde humana. Em relação à ocorrência também foi atribuído escore 3 a todos os pontos devido à periodicidade dessa poluição seja ela difusa ou pontual, sendo esta verificada ao longo de todo o ano. Ao aspecto da detecção também foi atribuído escore 3 a todos os pontos uma vez que é necessário realizar análises laboratoriais para comprovar a presença dos coliformes termotolerantes.

No que diz respeito ao aspecto abrangência constata-se distinção entre os pontos e assim foram atribuídos escores diferentes. Aos pontos 1, 5 e 8 foi considerado escore 1 tendo em vista que nesses pontos dificilmente haverá contato dos moradores bem como transeuntes com a água devido às condições estruturais que evitam esse contato e ao baixo e inexistente adensamento populacional nas imediações desses pontos. Já aos pontos 2, 3 e 4 foi conferido escore 2 haja vista que nesses pontos a poluição causa transtornos, como, por exemplo, odores desagradáveis aos moradores e transeuntes das imediações mesmo sem contato físico direto. Por fim, foi atribuído escore 3 aos pontos 6 e 7 pois estes encontram-se na parte natural do canal facilitando o contato físico dos moradores e transeuntes com a água.

Ao perigo referente à proliferação de artrópodes e roedores foi atribuído escore de severidade igual a 3 em todos os pontos devido às doenças que podem ser contraídas e disseminadas em face da existência desses vetores. A ocorrência foi baseada nas observações realizadas durante o período de coleta, nas condições do entorno que poderiam favorecer essa ocorrência e também em relatos de moradores. Deste modo foi atribuído escore 1 aos pontos 1 e 3 devido às razoáveis condições de urbanização nas imediações dos pontos, enquanto que aos pontos 2, 4, 6 e 7 foi atribuído escore 3 devido à disposição inadequada de resíduos

sólidos que foi verificada durante todo o período de coleta e que propicia a proliferação desses vetores. À detecção foi atribuído escore 1 em todos os pontos, pois esta depende apenas de inspeções e avaliações regulares sobre as condições do entorno que podem favorecer à proliferação. A abrangência foi considerada 1 aos pontos 1, 3, 5 e 8 por afetar apenas as residências dos moradores enquanto que nos pontos 2, 4, 6 e 7, para os quais foi atribuído escore 2, além das residências, as imediações do local são afetadas.

Outro perigo identificado na bacia foi o reuso não planejado. Para esse perigo os escores referentes ao aspecto da severidade foram baseados em padrões de qualidade de reuso para uso irrestrito que, se ultrapassados, podem conferir riscos à saúde humana. Nesse contexto, à exceção do ponto 1, ao qual foi atribuído escore 2, para todos os demais foi considerado escore 3 devido à baixa qualidade da água que foi verificada para este fim. Em relação à ocorrência, essa prática foi verificada ao longo do período das coletas nas imediações dos pontos 2, 6 e 8 e, por isso, receberam escore 3, enquanto que os demais receberam escore 1. Para o aspecto da detecção foi considerado escore 1 em todos os pontos por serem necessárias apenas inspeções regulares da realização ou não da prática em questão.

No que diz respeito à abrangência foram levados em consideração o tipo de cultura que era desenvolvida e o nível de contato do agricultor com essa água, desse modo, os pontos 2 e 6 obtiveram escore 2, uma vez que os cultivos têm por finalidade o consumo animal, não sendo constatado cultivo de culturas com vistas à comercialização para consumo humano em nenhum ponto estudado. Os demais pontos receberam escore 1 tendo em vista a inexistência do contato das pessoas com a água utilizada para o reuso.

Para o perigo de inundações, o escore de severidade variou de 1 a 3 devido aos diferentes níveis de urbanização verificados nas imediações dos pontos. Foi atribuído escore 3 aos pontos localizados em áreas mais urbanizadas (pontos 1, 2, 3 e 4) haja vista que esse perigo pode causar mortes humanas, disseminação de doenças, danificar estruturas, entre outros danos. Devido a construções irregulares nas imediações do leito do canal natural também foi atribuído escore 3 ao ponto 7, mesmo este não se encontrando em uma área tão urbanizada. Aos pontos 5 e 6 foi atribuído escore 2 devido, respectivamente, ao baixo adensamento populacional e a uma distância considerável do leito que proporciona uma certa segurança aos moradores. Ao ponto 8, por não haver adensamento populacional e ser uma área aberta sem construções nas imediações foi atribuído escore 1.

Em relação à ocorrência, raros são os registros de inundações nos pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 8 e, por isso, foi atribuído escore 1, nos pontos 6 e 7 considerou-se escore 2 por estes encontrarem-se no canal em sua forma natural, ou seja, sem estruturas para comportar

precipitações mais intensas e que, conseqüentemente, extravasam para margens conforme constatado por indícios físicos do ambiente nas visitas técnicas. Ao aspecto detecção foi atribuído escore 3 a todos os pontos tendo em vista a necessidade de uma detecção prévia a partir de modelos de previsão que requerem conhecimento de profissionais especializados.

A abrangência foi avaliada de forma similar à severidade, sendo atribuído escore 3 aos pontos mais urbanizados (1, 2, 3, 4 e 5), por este perigo implicar em reflexos em toda a bacia e prejudicar moradores de toda a cidade, enquanto que aos pontos menos urbanizados (6, 7 e 8) foram atribuídos escores menores uma vez que as conseqüências serão concentradas mais nas imediações dos pontos.

O escore de severidade atribuído ao perigo refluxo de esgoto foi 3 em todos os pontos devido ao contato com esse efluente culminar em doenças e acarretar em problemas para saúde humana. Em relação à ocorrência, esse perigo foi relatado por moradores nas imediações dos pontos 2 e 4 em épocas de chuvas, sendo assim, para esses pontos foi considerado escore 2 e aos demais escore 1 devido ao desconhecimento da ocorrência desse perigo nos pontos 1 e 3 e à impossibilidade de ocorrer esse perigo nos pontos 6, 7 e 8 por estarem localizados no canal na forma natural. Aos aspectos da detecção e da abrangência foi atribuído escore 1 a todos os pontos, uma vez que são necessárias apenas inspeções regulares, sendo um perigo que acomete as residências de forma pontual, respectivamente.

Por fim, ao perigo das construções irregulares, foram avaliados onde existia ocupações irregulares, pontes sem dispositivos de segurança e locais para criação de animais construídos de forma inadequada. Foi atribuído escore 3 para o aspecto da severidade, por este ser um perigo que confere riscos de morte às pessoas, devido à falta de segurança, seja nas próprias residências seja no deslocamento dos moradores e transeuntes pelo entorno.

A ocorrência obteve escore 3 nos pontos onde foram constatadas residências que foram construídas tendo por alicerce o próprio canal, ou que desrespeitaram áreas de preservação permanente, ou que construíram pontes com base estrutural a partir de postes de iluminação. Essas inadequações foram constatadas nos pontos 2, 6 e 7. Nos pontos 1, 3 e 4 foi considerado escore 2 por não apresentarem dispositivos de segurança para deslocamento dos moradores nas pontes, a exemplo de guarda-corpos, faixas refletivas, entre outros. Nos demais foi atribuído escore 1 por serem ausentes essas irregularidades.

Para o aspecto da detecção foi considerado escore 1 em todos os pontos por serem necessárias apenas fiscalizações regulares dessas construções. A abrangência teve por base a gravidade do perigo caso houvesse um acidente, assim como o fluxo de pessoas que transitam nas imediações da área. Com isso, foi atribuído escore 3 aos pontos 2, 6 e 7 pois nestes

existem as residências irregulares que colocam em risco vidas de famílias inteiras, vizinhos e pessoas que transitam nas imediações das áreas. Ao ponto 1 foi atribuído escore 2 por este ser um ponto de muita movimentação de moradores e pessoas de imediações vizinhas uma vez que situa-se próximo ao Açude Velho. Aos demais foi considerado escore 1 por afetar apenas os moradores que residem nas imediações da área.

A Figura 4.23 ilustra os perigos que foram levantados a partir da metodologia FMEA.

**Figura 4.23 – Falhas encontradas no sistema de macrodrenagem da bacia urbana do Prado**



**Quadro 4.2 - Formulário FMEA preenchido - Parte I**

<b>PERIGO</b>	<b>CAUSA</b>	<b>EFEITOS</b>	<b>MEDIDAS MITIGADORAS</b>
Poluição por lançamento de efluentes	Interconexão do sistema de esgotamento sanitário (SES) com o sistema de drenagem pluvial (SDP), ausência de rede coletora.	Contaminação fecal, transmissão de doenças infecciosas com potencial de levar ao óbito, baixa qualidade de vida, prejuízos ao desenvolvimento de crianças, redução da expectativa de vida, odores desagradáveis.	Identificar as fontes de lançamento de esgoto para posterior interrupção, implantar sistemas completos (desde a rede coletora até o tratamento) de esgotamento sanitário, fiscalização periódica das ligações clandestinas.
Proliferação de artrópodes e roedores	Disposição inadequada de resíduos sólidos, estagnação da água, adensamento populacional, interconexão do SES com o SDP.	Disseminação de doenças, odores desagradáveis, desvalorização dos imóveis, prejuízos estéticos.	Introduzir barreiras físicas em pontos vulneráveis das residências, promover programas de educação ambiental para sensibilização da população, limpezas periódicas no canal, implantar sistemas completos de esgotamento sanitário.
Reuso não planejado	Irrigação irregular de culturas, irrigação de terrenos particulares.	Riscos à saúde pública devido à presença de agentes patogênicos (bactérias, vírus e parasitas) e agentes químicos na água utilizada, disseminação de doenças.	Análise da qualidade da água a ser empregada na atividade, adoção de tratamento que inativem os microrganismos patogênicos, utilização de técnica de irrigação que otimize a prática do reuso e valorize os nutrientes existentes.
Inundações	Precipitações intensas, aumento da impermeabilização, subdimensionamento do sistema, redução da capacidade de escoamento do canal.	Morte de pessoas, destruição de casas, de fontes de renda, interrupção de estradas, do fornecimento de serviços de infraestrutura, perdas de bens pessoais, disseminação de doenças.	Limpeza periódica dos elementos que compõem o sistema de drenagem, incentivo ao desenvolvimento de áreas verdes, a captação da água pluvial para diminuição do escoamento superficial.
Refluxo de esgoto	Épocas de cheias, interconexão do SES com o SDP, tubulações obstruídas.	Danos materiais, incidência de doenças devido ao contato da população com a água contaminada, odores desagradáveis.	Desobstrução das tubulações, instalações de válvulas de retenção de esgoto.
Construções irregulares	Residências, pontes e locais para criação de animais construídos de forma irregular.	Invasão as áreas de preservação permanente, desmoração das construções, possibilidades de acidentes no deslocamento dos moradores sob as pontes desprovidas de dispositivos de segurança.	Fiscalização das construções irregulares, projeto de remanejamento populacional para áreas adequadas, interdição e/ou reparação estrutural das pontes, instalação de guarda-corpos a fim de proporcionar segurança aos transeuntes do local.

Tabela 4.10 – Formulário FMEA preenchido – Parte II

Ponto	P1					P2					P3					P4					SP
	S	O	D	A	R	S	O	D	A	R	S	O	D	A	R	S	O	D	A	R	
Poluição por lançamento de efluentes	3	3	3	1	27	3	3	3	2	54	3	3	3	2	54	3	3	3	2	54	189
Proliferação de artrópodes e roedores	3	1	1	1	3	3	3	1	2	18	3	1	1	1	3	3	3	1	2	18	42
Reuso não planejado	2	1	1	1	2	3	3	1	2	18	3	1	1	1	3	3	1	1	1	3	26
Inundações	3	1	3	3	27	3	1	3	3	27	3	1	3	3	27	3	1	3	3	27	108
Refluxo de esgoto	3	1	1	1	3	3	2	1	1	6	3	1	1	1	3	3	2	1	1	6	18
Construções irregulares	3	2	1	2	12	3	3	1	3	27	3	1	1	2	6	3	2	1	1	6	51
Somatório	<u>74</u>					<u>150</u>					<u>96</u>					<u>114</u>					
Ponto	P5					P6					P7					P8					SG
	S	O	D	A	R	S	O	D	A	R	S	O	D	A	R	S	O	D	A	R	
Poluição por lançamento de efluentes	3	3	3	1	27	3	3	3	3	81	3	3	3	3	81	3	3	3	1	27	<u>405</u>
Proliferação de artrópodes e roedores	3	2	1	1	6	3	3	1	2	18	3	3	1	2	18	3	2	1	1	6	<u>90</u>
Reuso não planejado	3	1	1	1	3	3	3	1	2	18	3	1	1	1	3	3	3	1	1	9	<u>59</u>
Inundações	2	1	3	3	18	2	2	3	2	24	3	2	3	2	36	1	1	3	1	3	<u>189</u>
Refluxo de esgoto	3	1	1	1	3	3	1	1	1	3	3	1	1	1	3	3	1	1	1	3	<u>30</u>
Construções irregulares	3	1	1	1	3	3	3	1	3	27	3	3	1	3	27	3	1	1	1	3	<u>111</u>
Somatório	<u>60</u>					<u>171</u>					<u>168</u>					<u>51</u>					

S: Severidade O: Ocorrência D: Detecção A: Abrangência R: Risco SP: Soma parcial SG: Soma Global

Aplicando o cálculo da soma ponderada, descrito na metodologia, tem-se a Tabela 4.11 que mostra a porcentagem de influência do risco individual no risco total do sistema de macrodrenagem da bacia urbana do Prado.

**Tabela 4.11 – Influência do risco individual no risco total**

<b>Risco</b>	<b>Somatório</b>	<b>Porcentagem</b>
Poluição por lançamento de efluentes	405	45,81%
Inundações	189	21,38%
Construções irregulares	111	12,56%
Proliferação de artrópodes e roedores	90	10,18%
Reuso não planejado	59	6,67%
Refluxo de esgoto	30	3,39%

Constata-se que o risco da poluição por lançamento de efluentes se sobressai frente aos demais, sendo responsável por quase 50% do risco total do sistema. Nas faixas de risco, este é classificado nos pontos 6 e 7 como crítico, e nos pontos 2, 3 e 4 como risco alto, o que implica na urgência de adoção de medidas que minimizem ou solucionem esse risco nesses pontos. As medidas para cada perigo já foram descritas na parte I do formulário FMEA.

Em sequência ao risco supracitado apresenta-se o risco referente a inundações com 21,38% de participação no risco total. Esse risco traz especial destaque ao ponto 7, que resultou no maior produto (36), sendo este classificado como risco moderado. Tal fato se sucedeu por existirem residências, nas imediações desse ponto, que desrespeitam as distâncias mínimas das margens do canal natural estando, assim, mais susceptíveis a inundações.

Em seguida vêm as construções irregulares com 12,56% de participação no risco total. Posteriormente o risco referente à proliferação de artrópodes e roedores com 10,18%, seguido do reuso não planejado com 6,67% e, por último, do refluxo de esgoto com 3,39% de participação do risco total. De modo geral, o resultado dos produtos desses riscos, em cada ponto, ficou na faixa de classificação de desprezível a baixo, em decorrência de serem riscos que acometem o sistema em pontos específicos, assim como riscos mais pontuais que podem ser detectados e contornados com medidas mais simples.

O somatório dos riscos individuais, assim como a porcentagem referente ao risco total em cada ponto de amostragem, são apresentados na Tabela 4.12. Verifica-se que os pontos 6 e 7 totalizaram os maiores somatórios, o que sugere adoção de medidas preventivas e corretivas em curto prazo nos referidos pontos, sempre tendo por base também os resultados dos riscos individuais que hierarquizam a prioridade das medidas.

Em seguida apresentam-se os pontos 2 e 4, que localizam-se nos dois principais tributários do canal principal e que merecem atenção primordial ao risco referente à poluição por lançamento de efluentes. Posteriormente, tem-se o ponto 3, que tem a qualidade da água notadamente prejudicada devido à contribuição do tributário nas imediações do ponto 2.

Por último, aparecem os pontos 1, 5 e 8 que participam em bem menos de 10% cada um do risco total, ou seja, são pontos em que as medidas podem ser adotadas em médio prazo.

**Tabela 4.12 – Quantificação do risco em cada ponto**

Pontos	Somatório	Porcentagem
P6	171	19,34%
P7	168	19,00%
P2	150	16,97%
P4	114	12,90%
P3	96	10,86%
P1	74	8,37%
P5	60	6,79%
P8	51	5,77%

Os resultados da avaliação de risco por meio da metodologia FMEA (Failure Mode and Effect Analysis) apontaram que as atenções mais urgentes devem estar voltadas as imediações dos pontos 6 e 7, seguidos dos pontos 2 e 4. Enquanto que, a partir das análises laboratoriais estava sendo verificado que as maiores atenções deveriam voltar-se aos pontos 2 e 4. Quando avaliado a situação como um todo foi verificado que além da poluição por lançamento de efluentes, os pontos 6 e 7 apresentaram destaque em outros perigos o que culminou na maior totalização dos riscos individuais e por isso a prioridade de adoção de medidas devem ser inicialmente nestes.

Foi verificado então, grande relevância na aplicação da metodologia FMEA, haja vista que apenas a determinação dos indicadores físico-químicos e microbiológico não seriam suficientes para visualização mais abrangente dos problemas existentes no sistema de macrodrenagem representado pela bacia urbana do Prado.

Conhecido o teor da poluição existente no sistema de macrodrenagem da bacia urbana do Prado assim como os malefícios que essa degradação acarreta a saúde dos moradores, o estudo nos leva às seguintes reflexões:

Do ponto de vista socioeconômico e ambiental é mais viável realizar o mapeamento das ligações clandestinas para consequentes interrupções e posteriores interligações a um sistema completo e eficiente de esgotamento sanitário ou, mediante a realidade atual, permitir a continuação desse lançamento inadequado e promover o tratamento dessa água residuária apenas a jusante, já no exutório da bacia?

Foi verificado que a grande maioria dos bairros que compõe a bacia urbana do Prado são atendidos com rede coletora de esgoto (Anexo A), além disso, constatou-se a existência de interceptor na bacia da Depuradora (Anexo B), conforme relatado no PMSBCG (PMCG, 2015). Confirmando o exposto, observou-se que, de acordo com o SNIS (2016), o índice de coleta de esgoto no município de Campina Grande é de 99,89%, ou seja, existe um sistema de esgotamento sanitário (SES) que necessita de uma melhor gestão para torná-lo eficiente.

Nesse sentido, avalia-se que muitos moradores pagam pelos serviços de esgotamento sanitário, no entanto, estes contemplam apenas a coleta e o transporte do esgoto até um corpo receptor, seja ele um canal de drenagem ou até mesmo açudes urbanos e, assim, a etapa referente ao tratamento do esgoto apresenta lacunas. Portanto, do ponto de vista social e ambiental a recomendação é que sejam realizadas intervenções pontuais tanto nas ligações clandestinas de esgotos domésticos quanto nos demais perigos elencados na avaliação de risco.

Do ponto de vista econômico, duas vertentes podem ser analisadas: a 1ª refere-se ao tratamento a jusante que onera menos investimentos, tendo em vista que os custos de implantação da rede e ligações dentro de um SES são os mais significativos (em torno de 74%) e estes seriam ausentes, além disso, no exutório da bacia já haveria iniciado o processo da autodepuração que, possivelmente, iria ocasionar a redução das concentrações da matéria orgânica e dos nutrientes, facilitando assim, os processos de tratamento.

A 2ª vertente está voltada aos benefícios à saúde que as intervenções podem propiciar. Na avaliação de risco foram apresentadas às doenças as quais os moradores estão expostos e, quando, se avalia que R\$ 1,00 investido em saneamento há uma economia de R\$ 4,00 na saúde (WHO, 2014) percebe-se que, além dos ganhos à saúde dos moradores, o saldo econômico final poderá ser também menor.

Salienta-se ainda que, a existência da rede coletora e do interceptor já é uma grande vantagem econômica ao SES, devendo faltar em alguns casos, apenas ampliações ou reestruturação em determinados pontos. Cabe aos gestores ponderarem todas as possibilidades, tendo sempre como prioridade o bem-estar dos moradores e a manutenção do meio ambiente

## 5.0 CONCLUSÕES

- ✓ De acordo com os indicadores analisados, as águas drenadas pela bacia urbana do Prado, apresentam características típicas de esgotos sanitários variando de concentrações consideradas fracas, médias e fortes, a depender da área a qual o ponto está situado. Os pontos que apresentaram qualidade crítica foram: 2 e 4.
- ✓ Foi observado lançamento contínuo de esgoto doméstico durante todo o período das campanhas de coleta além de disposição inadequada de resíduos sólidos, principalmente nos dois principais tributários do canal.
- ✓ Deste modo, foi comprovado que essas águas apresentam alto potencial poluidor o que implica em diversos perigos para as populações ribeirinhas a este canal, em especial os residentes nas áreas caracterizadas por apresentar alta vulnerabilidade social, isto é, deficiências na infraestrutura voltada aos serviços urbanos.
- ✓ Por meio do teste de Tukey verificou-se que os grupos de médias dos pontos 4, 2 e 3 apresentaram diferenças estatísticas significativas dos demais.
- ✓ Constatou-se correlação forte positiva entre DBO<sub>5</sub> e DQO, NTK e P-total, indicando que o lançamento de efluentes tem em sua composição grande carga de matéria orgânica assim como de nutrientes.
- ✓ De forma específica para a bacia em questão, verificou-se que os valores elevados das cargas poluidoras per capita foram independentes ao grau de vulnerabilidade social (alta, média e baixa) apresentado.
- ✓ Com exceção do pH todos os indicadores de qualidade avaliados no estudo não atenderam, em nenhum momento, aos valores estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos enquadrados na classe 3.
- ✓ De modo geral, as águas de drenagem do canal do Prado podem ser utilizadas para irrigação apenas de espécies tolerantes à salinidade. Para piscicultura e irrigação de áreas verdes esta é recomendada apenas se for utilizada de forma conjugada com uma água de melhor qualidade. Já para indústria, apenas a água proveniente de pontos específicos, ao longo do canal, limitada também a algumas restrições.
- ✓ A avaliação de risco pela metodologia FMEA foi ferramenta preponderante para indicação dos pontos que necessitam de intervenções em curto prazo, bem como a quais perigos devem ser direcionadas às maiores prioridades.

## 6.0 REFERÊNCIAS

- AHLMAN, S. **Modelling of Substance Flows in Urban Drainage Systems**. 90p. Tese (Doutorado em Division of Water Environment Technology) - Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden 2006.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, v22, 2012.
- ANDERSON, J. The environmental benefits of water recycling and reuse. **Water science and technology: Water Supply**, Australia, v. 3, p. 1–10, 2003.
- ANDRADE, J. B.; PINHEIRO, D. C.; ROCHA, H. A.; SILVA, J.S.; FIGUEIREDO, T.S.; CARVALHO, A. O. **Distribuição espacial e temporal da cobertura vegetal e uso do solo do município de Anapurus – MA**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16. (SBSR), 2013, Foz do Iguaçu. Anais... São José dos Campos: INPE, 2013.
- ARAÚJO, G. M. **Análise e modelagem integrada da qualidade da água em um sistema urbano canal - reservatório eutrofizado, localizado em fortaleza/CE**. 2016. 210 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil.) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 12209:Elaboração de Projetos Hidráulico-Sanitário de Sistemas de Tratamento de Esgotos**. Rio de Janeiro, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13969: Tanques sépticos unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.
- AYERS, R. S.; WETCOT, D. W. **A Qualidade da Água na Agricultura**. Tradução GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. de; DAMASCENO, F. A. V. do. Campina Grande: UFPB, 1991. Tradução de: Water Quality for Agriculture. Rome: FAO,1985.
- AZEVEDO NETO, J. M. et al. **Manual de Hidráulica**. 8ª edição, E. Edgard Blücher: São Paulo, 1998.
- BAPTISTA, M. B.; NASCIMENTO, N. O. Aspectos institucionais e de financiamento dos sistemas de drenagem urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 7, n. 1, p. 29-49, 2002.
- BARCO, O. J., CIAPONI, C. PAPIRI, S. **Quantitative and qualitative analysis of storm water runoff in an urban experimental catchment**. Second World Wide Workshop for Young Environmental Scientist. Paris, France, 2003.
- BASNYAT, P., TEETER, L. D., LOCKABY, B. G., FLYNN, K. M. The use of remote sensing and GIS In: WATERSHED LEVEL ANALYSES OF NON-POINT SOURCE POLLUTION PROBLEMS. Forest Ecology and Management, 2000.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Normas e critérios de qualidade para reuso de água. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coords.) **Tratamento e**

**utilização de esgotos domésticos.** Rio de Janeiro: ABES, 2006.

BASTOS, R. K. X.; PEREIRA, C. M.; PIVELLI, R. P.; LAPOLLI, F. R.. Utilização de esgotos sanitários em piscicultura. In: BASTOS, R. K. X. (Coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura.** Rio de Janeiro: ABES, Rima, 2003.

BOTELHO, R. G. M. Bacias hidrográficas urbanas. In: GUERRA, A. T. S. (org.) **Geomorfologia urbana.** p. 71-115. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011.

BRASIL. Decreto Nº 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil,** Brasília, DF, 22 de junho de 2010.

\_\_\_\_\_. Lei Federal nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil,** Brasília, DF, 11 de janeiro de 2007.

\_\_\_\_\_. Lei Federal nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil,** Brasília, DF, 2 de setembro de 1981.

\_\_\_\_\_. Ministério das Cidades. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2012.** Brasília: SNIS, 2012.

\_\_\_\_\_. Ministério das Cidades. **Gestão do território e manejo integrado de águas urbanas.** Brasília, 2005. 270p.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação Nº 5, de 28 de setembro de 2017.** Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2017. 926 p.

CAMARA, G.; MEDEIROS, C. **GIS para meio ambiente.** São José dos Campos: INPE, 1998.

CAMINHA, M. J. **Degradação da qualidade da água do sistema de drenagem de sub-bacias urbanas de Campina Grande – Paraíba.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2014.

CARVALHO, A. C.; FAGUNDES, M. A. de F. Entidades reguladoras como guardiãs de contratos de saneamento básico: panorama regulatório na aplicação de revisões e reajustes tarifários no Brasil. **Revista Digital de Direito Administrativo,** v. 5, n. 1, p. 210-241, 2018.

CARVALHO, G. A. **Análise espacial urbano – sócio – ambiental como subsídio ao planejamento territorial do município de Sabará.** 145p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

CASANI, S.; ROUHANYB, M.; KNOCHEL, S. A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. **Water Research,** Dinamarca, v. 39, p. 1134–1146, 2005.

CETESB. Instrução técnica nº 31. **Irrigação com Água de Reuso Proveniente de Esgoto Sanitário Tratado**. São Paulo. 2005. 17p.

CHAMUN, C. C. **Avaliação da poluição difusa de esgoto doméstico veiculado à bacia hidrográfica urbana**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2008.

CHEUNG, S. G.; SHIN, P. K. S. (2005). Size effects of suspended particles on gill damage in green-lipped mussel *Perna viridis*. **Marine Pollution Bulletin**, 51(8 - 12), 801-810.

CLARY, J.; URBONAS, B.; JONES, J.; STRECKER, E. W.; QUIGLEY, M.; O'BRIEN, J. (2002). Developing, evaluating and maintaining a standardized stormwater BMP effectiveness database. **Water Science and Technology**, 45(7), 65-73.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 - Dispõe sobre condições e padrões de lançamentos de efluentes. **Publicação DOU**, nº 92, 2011.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. **Publicação DOU**, nº 053, 2005, págs. 58-63.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. Resolução nº. 54, de 28 de novembro de 2005 – Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, e dá outras providências. **Publicação DOU**, em 09/03/06.

COSTA, P.M. et al., **Caracterização qualitativa da água de irrigação na cultura da videira no município de Brejo Santo, Ceará**. Revista de Biologia e Ciências da Terra, volume 5 – número 2, 2005.

CUNHA, V. D. **Estudo para proposta de critérios de qualidade da água para reuso urbano**. 2008. 106 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

DEPARTMENT OF HEALTH OF WESTERN AUSTRALIA. **Guidelines for the Non-potable Uses of Recycled Water in Western Australia**. Perth, 2011.

DIAS, N. da S. et al. Efeitos dos sais na planta e tolerância das culturas à salinidade. **Gheyi, HR**, p. 151-162, 2016.

DOMINATO, D.T. **Tratamento de efluente anaeróbio: Condicionamento em filtro de areia visando lançamento e reuso**. 2011. 278p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil.) - Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2011.

EJIGU, A. G. **A Systems Approach to Infrastructure Planning: Understanding Complexity and Uncertainty**. Estocolmo, 2007. 92 p. Dissertação (Mestrado em Ambiente Construído). Kungliga Tekniska Högskolan / Royal Institute of Technology, Department of Urban Planning and Environment. Estocolmo, Suécia: KTH, 2007.

ENVIRONMENT PROTECTION AUTHORITY OF VICTORIA. **Guidelines for wastewater irrigation**. Melbourne: Publication, 1991. 85p.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, 826p.

FAO - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO. **Water quality for agriculture - Irrigation and drainage paper**. 1994.

FELIPE, M. C. **Avaliação da eficiência e modelagem matemática da remoção de material particulado em canal gramado integrante de técnica compensatória construída em escala real**. 2014. 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia urbana) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2014.

FERNANDES, Gonçalo Poeta. A metodologia Delphi como ferramenta de apoio na gestão de destino turísticos. **Revista Turismo & Desenvolvimento**, v. 5, n. 21, p. 129-131, 2014.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Executive Summary. Thirty-seventh Session Rome 25 June – 2 July 2011. The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW). 2011.

FREIRE, J. R. P. **Análise do sistema separador absoluto no âmbito da drenagem pluvial da cidade de Campina Grande - Estudo de caso do canal das Piabas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2014.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS. **Tutorial do programa QualiGraf**. Departamento de Recursos Hídricos, Governo do Ceará, 2014.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA: **Gerenciamento Integrado de Bacias Hidrográficas em Áreas Urbanas**, Projeto:2 – CIAMB – 01/97-03/01-2 – CNPQ, 1997, SP.

GHARAHASANLOU, A. N., MOKHTAREI, A.; KHODAYAREI, A.; ATAEI, M. Fault tree analysis of failure cause of crushing plant and mixing bed hall at Khoy cement factory in Iran. **Case Studies in Engineering Failure Analysis**, v. 2, n. 1, p. 33-38, abr. 2014.

GOMES, K. M de F. **Modelagem da poluição difusa em uma bacia de drenagem urbana**. 2014. 77 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

GOMES, E. F. **Perdas de Vazão e seus efeitos na operação do Sistema de Esgotamento Sanitário de Campina Grande-PB**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

GOMES, V.M. **Aspectos qualitativos e quantitativos da água de drenagem pluvial em sub-bacia urbana na cidade de Brasília-DF**. 2004. 100 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia ambiental e Recursos hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2004.

GUIMARÃES, P.L.F. **Indústria Sucroalcooleira – Análise de Risco Ambiental**. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2011.

GUNDELACH, J. M.; CASTILLO, J. E. Natural stream purification under anaerobic conditions. **Journal of the water pollution control federation**, 48 (7). July 1976.

HENRIQUES, J. A. **Distribuição da contaminação fecal em águas de drenagem afluentes do canal do prado, Campina Grande-PB.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

IDE W, R.; RIBEIRO M, L. **Calibração Do Modelo De Qualidade De Água Qual-Ufmg Para O Rio Taquarizinho Em Período De Estiagem,** UFMS, 2010, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.

IMCA. **FMEA Management Guide.** IMCA M 178. 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades.** 2018. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>. Acesso em 15/02/2019.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking de Saneamento,** 2018. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/estudos/ranking/2018/relatorio-completo.pdf>. Acesso em 15/02/2019.

JANUÁRIO, P. B. **Análise de conformidade de indicadores sentinelas da qualidade da água de abastecimento de campina Grande – PB.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2013.

JENG, H. A. C.; ENGLANDE, A. J.; BAKEER, R. M.; BRADFORD, H. B. (2005). Impact of urban stormwater runoff on estuarine environmental quality. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 63(4), 513-526.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 8ª edição. Rio de Janeiro, 2017. 916 páginas.

KENNY, J. F., N. L. BARBER, S. S. HUTSON, K. S. LINSEY, J. K. LOVELACE, e M. A. MAUPIN. Estimated Use of Water in the United States in 2005. United States Geological Survey (USGS). 2009. Disponível em: <http://pubs.usgs.gov/circ/1344/pdf/c1344.pdf>. Acesso em 14/06/2018.

LARENTIS, D. G. **Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari – Antas – RS.** Dissertação (Mestrado em Recursos hídricos e Saneamento ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

MALMQVIST, P.A. **Urban Stormwater Pollutant Sources.** PhD Thesis, Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg. 1983.

MARTINS, J. R. S. Obras de Macrodrenagem. In: TUCCI, C. E. M.; PORTO, R. L. L.; BARROS; M. T. (orgs.), **Drenagem Urbana.** p. 167-240. Porto Alegre, RS: ABRH / Editora da UFRGS, 1995. 428 p. ISBN: 8570253648. (Coleção ABRH de Recursos hídricos, v. 5).

MELO, A. V. **Análises de Risco Aplicadas a Barragens de Terra e Entrocamento: Estudo de Caso de Barragens da CEMIG GT.** Dissertação (Mestrado em Geotecnia e Transportes) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

MENEZES, P.M.L.; FERNANDES, M.C. **Roteiro de cartografia.** São Paulo: Ed. Oficina de Textos, 2013.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering, treatment and reuse**. New York: McGraw-Hill Companies, 2003.

MIERZWA, C.; HESPANHOL, I. **Água na indústria: uso racional e reuso**. São Paulo: Oficina de textos, 2005.

MOBUS, G. Qualigraf: software para interpretação de análises físico-químicas. **Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos–FUNCEME**. Fortaleza, 2014.

MOHR, S.; COSTABEBER, I. H. Aspectos toxicológicos e ocorrência dos bifenilos policlorados em alimentos. **Ciência Rural**, v. 42, n. 3, 2012.

MOILLERON, R.; GONZALEZ, A.; CHEBBO, G.; THEVENOT, D. R. (2002). Determination of aliphatic hydrocarbons in urban runoff samples from the "Le Marais" experimental catchment in Paris centre. **Water Research**, 36(5), 1275-1285.

MULLER, S. **Gestão Ambiental de Recursos Hídricos**. In: Korff Muller S/C e LTDA; São Paulo, SP.2005.

NASCIMENTO, E. M. N. **Avaliação de risco de exploração e beneficiamento de quartzito em Várzea – PB**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

NEVES, M. G. F. P. **Quantificação de resíduos sólidos na drenagem urbana**. 227 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006.

NÓBREGA, P. V. de M. **Análise do sistema de drenagem de Campina Grande/PB para proteção de áreas de risco de inundação**. 2012. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

NOVOTNY, V. Unit Pollutant Loads. **Water Environment & Technology**, v.4, pp. 40-43, January. 1992.

O'NEILL, M. P.; J. P. DOBROWOLSKI. Water and Agriculture in a Changing Climate. **HortScience**. 46:155. 2011.

OGATA, I.S. **Avaliação de risco da qualidade da água potável do sistema de abastecimento da cidade de campina grande (PB)**. 2011. 69p. Monografica (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.

OKUN, D. A. Water reclamation and unrestricted nonpotable reuse: a new tool in urban water management. **Public Health**, [s.l], v. 21, p. 223-245, 2000.

OLIVEIRA, G. A.Q. S. M. **Avaliação do desempenho de projetos de smart grids utilizando métodos multicritério de apoio à tomada de decisão**. 2015. 132f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

PAGANINI, W. S. **Reuso de água na agricultura. Reuso de Água**. Universidade de São Paulo/Faculdade de Saúde Pública: ABES 2003.

POMPÊO, C. A. Drenagem urbana sustentável. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 1, n. 5, p. 15-23, 2000.

PORTO, M.; MARTINS, J. R.; ARMELIN, L. F. Qualidade da água em reservatórios de contenção de cheias urbanas. In: RIGHETTO, A. M. (org) **Manejo de águas pluviais urbanas**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

PORTO, R., ZAHED F., K., TUCCI, C.E.M. e BIDONE, F. (2001). Drenagem urbana. **Hidrologia – Ciência e Aplicação**. ABRH, Editora da Universidade/UFRGS. 2ª Edição. Porto Alegre, Brasil. 805-847.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINA GRANDE. **Diagnóstico da Situação dos Serviços de Saneamento Básico**. In: Elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Campina Grande. Campina Grande: UFCG, 2015.

PRODANOFF, J. H. A. **Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano**. 279 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil.) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

REZENDE, A. T. **Reuso urbano de água para fins não potáveis no Brasil**. 2016. 106p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, 2016.

RIBEIRO, B. M. G. Identificação de Ocupações Irregulares em Áreas Urbanas Utilizando Imagens WorldView-2 e o Classificador por Árvore de Decisão - C4.5. In: XVI Simpósio Internacional SELPER, 29-3 outubro 2014, Medellín, Colômbia. **Memórias**. Bogotá, Colômbia: SELPER Capítulo Colombia, 2014. p. 1-21.

RIBEIRO, B. M. G.; MENDES, C. A. B. Índice de Qualidade Ambiental Urbana: uma proposta metodológica aplicada a áreas urbanas de ocupação irregular. In: XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, 25-29 de abril de 2015, João Pessoa, PB. **Anais**. São José dos Campos, SP: MCT/INPE. 2015. p. 6550- 6557.

RIBEIRO, B. M. G. **Modelagem socioambiental de resíduos sólidos em áreas urbanas degradadas: aplicação na Bacia Mãe d'Água, Viamão, RS**. Tese (Doutorado em Planejamento Urbano e Regional) – UFRGS, Porto Alegre, 2017.

RIGHETTO, A, M; GOMES, K, M; FREITAS, F, R, F. Poluição difusa nas águas pluviais de uma bacia de drenagem urbana. **Eng Sanit Ambient**, v. 22, n. 6, p. 1109-1120, 2017.

RIO GRANDE DO SUL. Lei Estadual nº 12.037, de 19 de dezembro de 2003. **Dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento e dá outras providências**. Disponível em: < <http://www.al.rs.gov.br/legis>.

ROCHA, E. G. **Uso de jardins flutuantes na remediação de águas superficiais poluídas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - UFCG, Campina Grande, 2018.

RODRIGUES, A. B. **Avaliação de risco da qualidade da água de abastecimento de um Hospital público regional de urgência e emergência**. 102p Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – UFCG, Campina Grande. 2014.

SANTOS, E.S.; OLIVEIRA, M. A.; MOTA, S.; AQUINO, M. D.; VASCONCELOS, M. M. Crescimento e qualidade dos avelinos de tilápia do Nilo produzidos em esgotos domésticos tratados. **Revista Ciência Agronômica**. Fortaleza, v. 40, n. 2, p.232-239, 2009.

SANTOS, M. A. V. dos. **Manejo de águas pluviais e a sustentabilidade da drenagem urbana: Estudo sobre o serviço de manutenção e conservação da drenagem de Salvador**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) - Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2009.

SANTOS, P. R. **Germinação, vigor e crescimento de duas cultivares de feijoeiro em soluções salinas**. 48 f. Dissertação (Mestrado em Solos e nutrição de plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2006.

SECRETARIA MUNICIPAL DE DESENVOLVIMENTO URBANO. **Manual de drenagem e manejo de águas pluviais: aspectos tecnológicos; diretrizes para projetos**. São Paulo: SMDU, 2012. 128 p. 3 v.

SAUER, E. P; VANDEWALLE, J. L; BOOTSMA, M. J. Detection of the human specific Bacteroides genetic marker provides evidence of widespread sewage contamination of stormwater in the urban environment. **Water Research**, 45, pp. 4081–4091. 2011.

SIDHU, J. P; HODGERS, L; AHMED, W.; CHONG, M. N; TOZE, Prevalence of human pathogens and indicators in stormwater runoff in Brisbane, Australia **Water Research**, 46, pp. 6652–6660, 2012.

SILVA, M. M. A. P. de M. **Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio piracicaba – MG**. 2014. 164 p. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.

SILVA, S. T. B. **Uso urbano não potável de água de lagoas do sistema de drenagem de natal**. 2011. 126 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. **Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias**. Campina Grande, Paraíba, 2001.

SILVESTRE, M. R. **Técnicas estatísticas utilizadas em climatologia geográfica: Diagnóstico e Propostas**. 408p. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2016.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico anual de água e esgotos**. 2016. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br/> >. Acesso em: 27/02/2018.

SOUZA, V. C. B. de. **Estudo Experimental de Trincheiras de Infiltração no Controle da Geração do Escoamento Superficial**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, 2002.

STATE WATER RESOURCES CONTROL BOARD. **Recycled Water Policy**. 2009. Disponível em: [http://www.swrcb.ca.gov/water\\_issues/programs/water\\_recycling\\_policy/](http://www.swrcb.ca.gov/water_issues/programs/water_recycling_policy/). Acesso em 20/06/2018.

STREETER, W. H.; PHELPS E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River. **Public Health Bull.** 146, U.S. Public Health Service, Washington D.C. 1925.

TELLES, D.A., **Capacitação Básica em Irrigação** – DAEE. ABID – Associação Brasileira de Irrigação e Drenagem, 4ª Edição, São Paulo, 542p., 1984.

THOMSON, N. R., MCBEAN, E. A., SNODGRASS, W.; MONSTRENKO, I. B. (1997). Highway stormwater runoff quality: development of surrogate parameter relationships. **Water, Air, & Soil Pollution**, 94(3 - 4), 307-347.

TOLEDO, J. C. de; AMARAL, D. C. **FMEA – Análise do Tipo e Efeito de Falha**. São Carlos: UFSCar. 2006.

TORQUATO, A. L. **Estimativa do assoreamento e avaliação da qualidade das águas do Açude Velho na cidade de Campina Grande/PB**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

TSUYUGUCHI, B. B. **Macro drenagem e ocupação do solo no município de Campina Grande: caracterização, simulação e análises sistêmicas**. 102p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, 2015.

TUCCI, C. E. M. (2003). **Inundações e drenagem urbana**. In: Tucci, C. E. M. e Bertoni, J. C. (orgs) *Inundações Urbanas na América do Sul*. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre. Brasil. 45-150.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Scielo Brazil Scientific Electronic Library Online**. São Paulo, 2008. Estudos Avançados 22. p. 97-112.

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento da Drenagem Urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 7, n.1, 2002.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia, Ciências e Aplicação**. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS/ ABRH, 2005. 487 p.

TUCCI, C. E. M. Urban drainage in specific climates: Urban drainage in humid tropics. **International Hydrological Programme**, Paris, 2001.

TUCCI, C.E.M. (1995). **Inundações urbanas**. In: Tucci, C.E.M., Porto, R.L. e Barros, M.T. (orgs) *Drenagem Urbana*. ABRH. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre-RS, Brasil. 15-36.

USEPA. **Guidelines for water reuse**, Washington DC: USEPA, 2004. Disponível em <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: 10/06/2018.

\_\_\_\_\_. **Guidelines for water reuse**. U. S. Washington, DC: EPA, 2012.

UNITED STATES SALINITY LABORATORY. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: US Department of Agriculture, 1954. 160p. USDA Agricultural Handbook, 60.

USEPA. (1983). **Results of the Nationwide Urban Runoff Program (NURP)** (Volume 1, Final report). Washington D.C., U.S. Environmental Protection Agency, USA.

VAN METRE, P. C., MAHLER, B. J. AND FURLONG, E. (2000). Urban Sprawl Leaves Its PAH Signature. **Environmental Science and Technology**, 34(19), 4064-4070.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014a.

VON SPERLING, Marcos. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014b.

WESTCOT, D. W.; AYERS, R. S. Criterios de Calidad del Agua de Riego. IN: MUJERIEGO, Rafael (trad.). **Manual práctico de riego com agua residual municipal regenerada**. Barcelona: Edicions de La Universitat Politecnica de Catalunya, 1990. p. 35-67.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Global strategy for women's, children's and adolescents' health (2016-2030). **Organization**, v. 2016, n. 9, 2017.

\_\_\_\_\_. **Progress on drinking water and sanitation: 2014 Update**. Sanitation Monitoring Programme, 2014.

\_\_\_\_\_. **Guidelines for drinking-water quality** - 4th ed. Geneva, Switzerland. 2011.

Disponível em:

[http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44584/9789241548151\\_eng.pdf;jsessionid=D02E86598ECAF63E807AD2DBC5B27F82?sequence=1](http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44584/9789241548151_eng.pdf;jsessionid=D02E86598ECAF63E807AD2DBC5B27F82?sequence=1). Acesso em 12/06/2018.

\_\_\_\_\_. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Technical Report series, Geneva: n. 778, 1989.

ZHANG, M.; KEKOJEVIC, V.; KOMLJENOVIC, D. Investigation of haul truck-related fatal accidents in surface mining using fault tree analysis, v. **Safety Science**, v .65, p.106 - 117,2014.

## APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO UTILIZADO NA CONSULTA AOS ESPECIALISTAS



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIAS E RECURSOS NATURAIS  
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA CIVIL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

### CONSULTA À ESPECIALISTAS

#### ATRIBUIÇÃO DE VALORES PARA CARACTERIZAÇÃO DA VULNERABILIDADE SOCIAL DE UMA BACIA URBANA

##### I. DADOS DO RESPONDENTE:

Nome:

Formação Acadêmica:

Profissão:

RG:

A respectiva consulta com especialistas apresenta-se como parte integrante dos instrumentos de coleta de dados para desenvolvimento de uma dissertação de mestrado e uma tese de doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande.

Tem por objetivo principal realizar um levantamento de opiniões de especialistas afim de desenvolver uma proposta metodológica que caracterize a vulnerabilidade social de uma amostra de população, com base em indicadores apurados no instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE.

Para isto, dividiu-se os indicadores em dois grandes grupos, sendo eles:

- i. **Serviços urbanos:** abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e infraestrutura associada à drenagem;

ii. **Características dos moradores:** alfabetização e renda *per capita*.

O Quadro 1 apresenta as variáveis propostas para a caracterização da vulnerabilidade social. Para tanto, se faz necessário atribuir notas que variem de 1 a 10 para a ponderação dos itens dos subgrupos. **QUANTO MAIS PRÓXIMO DE 10, MAIS** relevante será o indicador para a **VULNERABILIDADE SOCIAL** da população e **QUANDO MAIS PRÓXIMO DE 1 MENOS** relevante será o indicador.

Exemplo 01: Acredita-se que quando há lançamento de esgoto a céu aberto, **MAIOR** será a contribuição para a vulnerabilidade social do local, consecutivamente essa variável terá uma nota próxima a 10, por ser relevante para a ponderação da metodologia;

**Quadro 1 - Variáveis de Serviços Urbanos e Características do Moradores**

<b>SERVIÇOS URBANOS</b>	
<b>ABASTECIMENTO DE ÁGUA</b>	
Rede geral de distribuição	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
Poço ou nascente na propriedade do morador	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
Outra forma de abastecimento: Carro pipa, captação de água da chuva, etc.	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
<b>ESGOTAMENTO SANITÁRIO</b>	
Rede geral de esgoto	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
Fossa séptica	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
Outra forma de disposição: fossa rudimentar, valas, rio, lago ou mar, céu aberto, etc.	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
<b>LIMPEZA URBANA</b>	
Coleta por serviço de limpeza	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
Outra forma de disposição: terreno baldio, queimado no próprio local de geração, enterrado, rio, lago ou mar.	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
<b>INFRAESTRUTURA ASSOCIADA A DRENAGEM</b>	
Existência de pavimentação	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
Existência de meio fio / guia	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
Existência de bueiro / boca de lobo	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
<b>CARACTERÍSTICAS DOS MORADORES</b>	
<b>PESSOAS ALFABETIZADAS</b>	
Pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de idade	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
<b>DOMICÍLIOS COM RENDA MENSAL PER CAPITA</b>	
Sem rendimento mensal	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
De até 1 salário mínimo	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
De mais de 1 a 3 salários mínimos	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
De mais de 3 a 5 salários mínimos	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩
De mais de 5 salário mínimos	① ② ③ ④ ⑤ ⑥ ⑦ ⑧ ⑨ ⑩

Com base nas análises dos indicadores dos subgrupos realizadas anteriormente, atribua pesos para os subgrupos e grupo dos indicadores apresentados. **O somatório dos pesos dos subgrupos e grupos deverá totalizar em 100, tendo como peso mínimo o valor 10.** Pressupondo a ineficiência dos serviços apresentados no Quadro 2 avalie a representatividade de cada subgrupo e grupo de indicadores para a vulnerabilidade social.

Exemplo 02: Supõe-se que quando há ausência da prestação de serviços de saúde, **MAIOR** será a contribuição para a vulnerabilidade social do local, consecutivamente essa variável terá uma nota alta, por ser relevante para a ponderação da metodologia;

**Quadro 2 - Grupos e subgrupos de variáveis**

<b>SERVIÇOS URBANOS</b>	
Abastecimento de água	
Esgotamento sanitário	
Limpeza urbana	
Infraestrutura associada à drenagem urbana	
<b>TOTAL</b>	<b>100</b>
<b>CARACTERÍSTICAS DOS MORADORES</b>	
Pessoas alfabetizadas	
Domicílios com renda mensal <i>per capita</i>	
<b>TOTAL</b>	<b>100</b>
<b>ANÁLISE DOS GRUPOS</b>	
Serviços Urbanos	
Características dos Moradores	
<b>TOTAL</b>	<b>100</b>

Agradecemos a sua participação.

**Francisco das Chagas da Costa Filho** – Doutorando em Engenharia Civil e Ambiental - UFCCG  
**Iana Chaiene de Araujo Vidal** – Mestranda em Engenharia Civil e Ambiental - UFCCG

## APÊNDICE B – TABELA DE ESCORES

### Escore para o aspecto severidade

SEVERIDADE	SITUAÇÃO	ESCORE
Alta	Perigo que causa efeitos graves a saúde e a segurança humana	3
Moderada	Perigo que causa efeitos leves a saúde e a segurança humana	2
Baixa	Perigo que causa efeitos negativos a saúde e a segurança humana	1

### Escore para o aspecto severidade da poluição por lançamento de efluentes

SEVERIDADE	SITUAÇÃO	ESCORE
Alta	Coliformes termotolerantes superior a ordem de $10^3$ UFC/100mL	3
Moderada	Coliformes termotolerantes inferior a ordem de $10^3$ UFC/100mL	2
Baixa	Ausência de coliformes termotolerantes	1

### Escore para o aspecto severidade do reuso não planejado

SEVERIDADE	SITUAÇÃO	ESCORE
Alta	Verificação dos fatores (ABNT NBR 13969 (1997) e USEPA (2012): 1. DBO: superior a 30mg/L 2. OD: inferior a 2 mg/L O <sub>2</sub> 3. CTT: superior a $5 \times 10^3$ /100mL	3
Moderada	Verificação cumulativa de até 2 fatores referidos anteriormente	2
Baixa	Verificação de apenas 1 dos fatores referidos anteriormente	1

### Escore para o aspecto ocorrência

OCORRÊNCIA	SITUAÇÃO	ESCORE
Alta	Ocorre ao longo do ano	3
Moderada	Ocorre sazonalmente	2
Baixa	Ocorrências raras	1

### Escore para o aspecto ocorrência das construções irregulares

OCORRÊNCIA	SITUAÇÃO	ESCORE
Alta	Existência de residências e pontes construídas de forma irregular nas imediações da área	3
Moderada	Existência de pontes sem dispositivos segurança para deslocamento dos transeuntes	2
Baixa	Ausência dos fatores citados anteriormente nas imediações da área	1

**Escores para o aspecto detecção**

<b>DETECÇÃO</b>	<b>DESCRIÇÃO</b>	<b>ESCORE</b>
Alta	Aplicação de métodos laboratoriais, modelos de previsão	3
Moderada	Necessidade de medições simples <i>in loco</i>	2
Baixa	Necessidade de inspeções regulares	1

**Escores para o aspecto abrangência da poluição por lançamento de efluentes**

<b>ABRANGÊNCIA</b>	<b>DESCRIÇÃO</b>	<b>ESCORE</b>
Alta	Alta facilidade de contato dos moradores e transeuntes das imediações com o perigo	3
Moderada	Perigo que causa transtornos aos moradores e transeuntes das imediações mesmo sem contato físico direto	2
Baixa	Difícilmente há contato dos moradores e transeuntes das imediações com o perigo	1

**Escores para o aspecto abrangência da proliferação de artrópodes e roedores, inundações e refluxo de esgoto**

<b>ABRANGÊNCIA</b>	<b>DESCRIÇÃO</b>	<b>ESCORE</b>
Alta	O perigo causa reflexos em toda a bacia e prejudica os moradores e transeuntes da cidade	3
Moderada	O perigo afeta as imediações e as residências dos moradores	2
Baixa	O perigo afeta as residências dos moradores	1

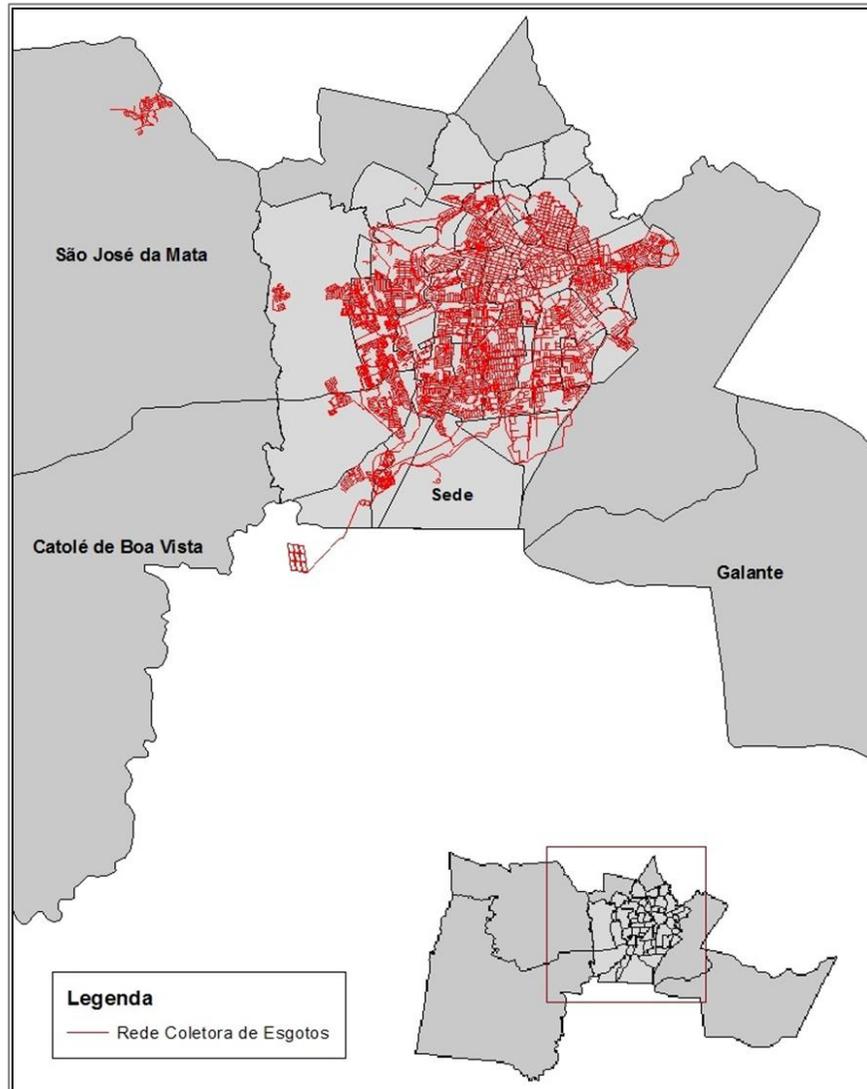
**Escores para o aspecto abrangência do reuso não planejado**

<b>ABRANGÊNCIA</b>	<b>DESCRIÇÃO</b>	<b>ESCORE</b>
Alta	Cultivo de culturas com posterior comercialização para consumo humano	3
Moderada	Cultivo de culturas para consumo animal, com contato apenas do agricultor à água destinada ao reuso	2
Baixa	Não há contato de pessoas com a água utilizada para o reuso	1

**Escores para o aspecto abrangência das construções irregulares**

<b>ABRANGÊNCIA</b>	<b>DESCRIÇÃO</b>	<b>ESCORE</b>
Alta	O perigo afeta famílias, moradores e as pessoas que transitam nas imediações da área.	3
Moderada	O perigo afeta moradores e as pessoas que transitam nas imediações da área.	2
Baixa	O perigo afeta apenas os moradores que residem nas imediações da área	1

### ANEXO A – REDE COLETORA DE ESGOTOS DO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE



### ANEXO B - INTERCEPTORES E EMISSÁRIO DAS BACIAS DEPURADORA E BODOCONGÓ, DO SES DE CAMPINA GRANDE/PB



Fontes: PMCG (2015).