



**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**

CARMEM JÚLIA FIRMINO ARARUNA

**MODELAGEM DA POLUIÇÃO FECAL DAS ÁGUAS DO CANAL DO
PRADO, CAMPINA GRANDE-PB**

Campina Grande – PB, Outubro de 2022

CARMEM JÚLIA FIRMINO ARARUNA

**MODELAGEM DA POLUIÇÃO FECAL DAS ÁGUAS DO CANAL DO
PRADO, 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: Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura
Prof. Dr. Rui de Oliveira

Campina Grande – PB, Outubro de 2022

A662m Araruna, Carmem Júlia Firmino.
Modelagem da poluição fecal das águas do Canal do Prado,
Campina Grande-PB / Carmem Júlia Firmino Araruna. – Campina
Grande, 2022.
127 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) –
Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e
Recursos Naturais, 2022.

"Orientação: Prof.^a Dr.^a Mônica de Amorim Coura ; Co-
orientação: Prof. Dr. Rui de Oliveira".

Referências.

1. Poluição Fecal. 2. Sistemas de Macrodrenagem. 3.
Modelagem Computacional com SWMM. I. Coura, Mônica de
Amorim. II. Oliveira, Rui de. III. Título.

CDU 628.2(043)

CARMEM JÚLIA FIRMINO ARARUNA

**MODELAGEM DA POLUIÇÃO FECAL DAS ÁGUAS DO CANAL DO
PRADO, 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.

Aprovada em: 28 de Outubro de 2022.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Mônica de Amorim Coura
Universidade Federal de Campina Grande
Orientadora

Prof. Dr. Rui de Oliveira
Universidade Estadual da Paraíba
Coorientador

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, Outubro de 2022



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL

Rua Aprígio Veloso, 882, - Bairro Universitário, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**
2. **ALUNO(A): CARMEM JÚLIA FIRMINO ARARUNA / COMISSÃO EXAMINADORA: DR.ª MÔNICA DE AMORIM COURA - PPGECA/UFMG (PRESIDENTE) - ORIENTADORA, DR. RUI DE OLIVEIRA – UEPB – ORIENTADOR, DR.ª ANDRÉA CARLA LIMA RODRIGUES – PPGECA/UFMG – EXAMINADORA INTERNA, DR.ª RUTH SILVEIRA DO NASCIMENTO – UEPB – EXAMINADORA EXTERNA (PORTARIA 51/2022). / TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: “MODELAGEM DA POLUIÇÃO FECAL DAS ÁGUAS DO CANAL DO PRADO, CAMPINA GRANDE-PB” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL / HORA DE INÍCIO: 08:30 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VÍDEO CONFERÊNCIA.**
3. **EM SESSÃO REALIZADA POR VÍDEO CONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) CANDIDATO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA DISSERTAÇÃO, SENDO-LHE ATRIBUÍDA O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE DISSERTAÇÃO, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA” PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADA”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO, ALUNA E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**
4. **CAMPINA GRANDE, 28 DE OUTUBRO DE 2022**



Documento assinado eletronicamente por **RUTH SILVEIRA DO NASCIMENTO, Usuário Externo**, em 31/10/2022, às 15:16, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Carmem Júlia Firmino Araruna, Usuário Externo**, em 31/10/2022, às 17:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rui de Oliveira, Usuário Externo**, em 31/10/2022, às 17:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **ANDREA CARLA LIMA RODRIGUES, PROFESSOR**, em 03/11/2022, às 11:58, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO (A)**, em 04/11/2022, às 16:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MONICA DE AMORIM COURA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 28/11/2022, às 16:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **2843650** e o código CRC **E8C288CD**.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por me permitir chegar até este momento, sempre guiando meu caminho e dando-me proteção. Sua graça me concedeu saúde, força e ânimo, essenciais para não desistir nos momentos difíceis.

Aos meus pais, Alderli e Wellington, pela educação que me proporcionaram, sempre acompanhando de perto meu desenvolvimento, por serem exemplo para minha vida, me apoiando em todas as minhas escolhas.

Aos meus orientadores, Profa. Mônica de Amorim Coura e Prof. Dr. Rui de Oliveira, pela orientação, disponibilidade, ajuda, ensinamentos e paciência. Em especial, à Profa. Mônica, minha orientadora desde o Trabalho de Conclusão de Curso, pela confiança, atenção, cuidado e por todo estímulo depositado sobre mim.

Às colegas do PPGECA, Jéssica, Lorena e Sabrina, pelos ensinamentos e ajuda no processo da modelagem no SWMM, bem como pelos direcionamentos e conselhos necessários para este processo.

Ao Grupo de Pesquisa de Saúde Ambiental, pelo auxílio com todos os dados necessários para o desenvolvimento da pesquisa.

Às Professoras Andréa Carla e Ruth Silveira, pelo aceite e disponibilidade em participar da avaliação e pela contribuição no aprimoramento da pesquisa.

À CAPES pelo apoio financeiro.

Por fim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram na minha formação, o meu muito obrigada.

RESUMO

A utilização dos sistemas de drenagem no meio urbano para o transporte de esgotos sanitários *in natura*, a partir do despejo irregular de efluentes domésticos, tem sido uma das causas primárias de degradação dos recursos hídricos nas cidades. Isto traz sérias consequências para o meio ambiente, através da grande quantidade de poluentes que chega aos mananciais. Sendo a poluição fecal uma das principais ameaças aos ecossistemas urbanos. Assim, o objetivo desta pesquisa é analisar o processo da poluição fecal nas águas do sistema de macrodrenagem da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado - Campina Grande/PB, através do modelo computacional *Storm Water Management Model* – SWMM. Para isso, foram monitorados cinco pontos amostrais na extensão revestida do canal de drenagem, com a análise de indicadores de matéria orgânica e indicador microbiológico. Bem como foi realizada a modelagem hidrológica e qualitativa das águas da bacia, com calibração, validação e análise de sensibilidade do modelo SWMM para a área de estudo. Ainda, com a intenção de compreender as formas mais eficientes para reduzir a poluição fecal descarregada no canal do Prado, e de que maneira as variáveis de qualidade da água reagem em função da implementação de diferentes intervenções no sistema, entre elas a aplicação de técnicas LIDs, foram efetuadas simulações com distintos cenários. Por meio da análise das concentrações dos poluentes, foi constatado que as maiores concentrações são encontradas durante períodos secos. Foi verificado também que a qualidade das águas transportadas pelo canal apresenta característica típica de esgotos sanitários variando de concentrações consideradas fracas a fortes, manifestando uma situação crítica da qualidade em dois tributários do canal principal. Quanto à calibração e validação do modelo SWMM, os resultados obtidos para as simulações da vazão do escoamento superficial no canal e para as concentrações dos poluentes, foram condizentes com os valores observados *in loco* e nas análises laboratoriais, confirmando a eficiência da utilização deste modelo para as simulações dos cenários propostos. Através da análise de sensibilidade local realizada para identificar os parâmetros mais influentes do modelo, conclui-se que a porcentagem de área impermeável teve o maior efeito nos dados de saída do modelo, verificando-se para este parâmetro taxas de mudanças nos dados de saída de até 65%. Além disso, os resultados desta pesquisa mostraram que apesar da capacidade de simular os CTT e de ter obtido bons desempenhos para as variáveis DBO e DQO, o modelo não apresentou uma boa representatividade para as bactérias, uma vez que não foi satisfatório para tempos de retorno maiores. Observou-se um tempo de retorno limite igual a 3,28 anos quando considerado o erro de continuidade igual a 10%. Por fim, através das simulações dos cenários propostos com intervenções no modelo SWMM, verificou-se que o cenário que apresentou um maior percentual de redução das concentrações dos poluentes consistiu no que propôs interceptações dos pontos de lançamento de esgoto doméstico. Com valores atingindo 52% para DBO, 54% para DQO e 69% para CTT. Diante disso, ficou exposto que o lançamento irregular de esgoto na rede de drenagem é o principal contribuinte para a degradação da qualidade da água no sistema de macrodrenagem do canal do Prado. Portanto, observa-se a necessidade de adoção de sistemas de gerenciamento que possam auxiliar na redução dos impactos gerados pela urbanização, principalmente na poluição fecal das águas superficiais.

Palavras-chave: Poluição fecal; Sistemas de macrodrenagem; Modelagem computacional com SWMM.

ABSTRACT

The use of drainage systems in urban areas for the transport of sanitary sewage in natura, based on the irregular discharge of domestic effluents, has been one of the primary causes of degradation of water resources in cities. This has serious consequences for the environment, through the large amount of pollutants that reach the springs. Being fecal pollution one of the main threats to urban ecosystems. Thus, the objective of this research is to analyze the process of fecal pollution in the waters of the macrodrainage system of the Riacho do Prado Watershed - Campina Grande/PB, through the computational model Storm Water Management Model - SWMM. For this, five sample points were monitored in the coated extension of the drainage channel, with the analysis of organic matter indicators and microbiological indicator. As well as the hydrological and qualitative modeling of the waters of the basin, with calibration, validation and sensitivity analysis of the SWMM model for the study area. Still, with the intention of understanding the most efficient ways to reduce the fecal pollution discharged in the Prado channel, and how the water quality variables react in function of the implementation of different interventions in the system, among them the application of LIDs techniques, simulations were carried out with different scenarios. Through the analysis of pollutant concentrations, it was found that the highest concentrations are found during dry periods. It was also verified that the quality of the water transported by the channel has a typical characteristic of sanitary sewage, ranging from concentrations considered weak to strong, manifesting a critical situation of quality in two tributaries of the main channel. As for the calibration and validation of the SWMM model, the results obtained for the simulations of the surface runoff in the channel and for the concentrations of the pollutants were consistent with the values observed *in loco* and in the laboratory analyses, confirming the efficiency of using this model to the simulations of the proposed scenarios. Through the local sensitivity analysis carried out to identify the most influential parameters of the model, it was concluded that the percentage of impermeable area had the greatest effect on the output data of the model, verifying for this parameter rates of change in the output data of up to 65%. In addition, the results of this research showed that despite the ability to simulate the Thermotolerant Coliforms and having obtained good performances for the Biochemical Oxygen Demand and Chemical Oxygen Demand variables, the model did not present a good representation for the bacteria, since it was not satisfactory for return times bigger. A limit return time equal to 3.28 years was observed when considering the continuity error equal to 10%. Finally, through the simulations of the proposed scenarios with interventions in the SWMM model, it was verified that the scenario that presented a greater percentage of reduction in the concentrations of pollutants consisted of the one that proposed interceptions of the points of release of domestic sewage. With values reaching 52% for Biochemical Oxygen Demand, 54% for Chemical Oxygen Demand and 69% for Thermotolerant Coliforms. In view of this, it was exposed that the irregular release of sewage into the drainage network is the main contributor to the degradation of water quality in the macro drainage system of the Prado channel. Therefore, there is a need to adopt management systems that can help reduce the impacts generated by urbanization, especially in faecal pollution of surface water.

Keywords: Faecal pollution; Macrodrainage systems; Computational modeling with SWMM.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Componentes dos Ecossistemas Urbanos.	24
Figura 2. Elementos-chave e natureza da resiliência urbana.	27
Figura 3. Plano integrado de gestão.	32
Figura 4. Poluição pontual e difusa em corpos d'água.	34
Figura 5. Fontes, caminhos e influências das mudanças climáticas e socioeconômicas na contaminação de um corpo hídrico.	38
Figura 6. Modelo conceitual do fenômeno do escoamento utilizado pelo SWMM.	48
Figura 7. Abordagem da modelagem da qualidade das águas pluviais e subdivisões.	49
Figura 8. Processo de modelagem.	51
Figura 9. Estrutura metodológica para a realização da pesquisa.	54
Figura 10. Localização geográfica do município de Campina Grande nas Mesorregiões da Paraíba.	55
Figura 11. Localização da área urbana de Campina Grande na bacia hidrográfica do Rio Paraíba.	56
Figura 12. Distribuição das médias mensais da média, mediana e desvio padrão da chuva em Campina Grande, PB. Período: de janeiro de 2011 a dezembro de 2020.	56
Figura 13. Bacias hidrográficas do perímetro urbano de Campina Grande-PB.	57
Figura 14. Sub-bacias da bacia Riacho do Prado.	59
Figura 15. Declividade da bacia hidrográfica do riacho do Prado.	60
Figura 16. Uso e ocupação do solo da bacia do Riacho do Prado.	61
Figura 17. Localização dos pontos de amostragem na bacia de drenagem.	63
Figura 18. Localização dos pontos de entrada de esgoto ao longo da extensão revestida do canal do Prado.	64
Figura 19. Representação da bacia de drenagem do Riacho do Prado no SWMM.	68
Figura 20. Representação dos controles LID pavimentos permeáveis (a) e sistemas de biorretenção (b), no SWMM.	76
Figura 21. Representação BoxPlot da variável DBO nos períodos seco e chuvoso.	81
Figura 22. Representação BoxPlot da variável DQO nos períodos seco e chuvoso.	82
Figura 23. Representação BoxPlot da variável CTT para os períodos seco e chuvoso.	84
Figura 24. Contribuições de esgoto doméstico e deposição de resíduos sólidos na área de estudo.	85

Figura 25. Hietograma do evento de precipitação ocorrido em 08/06/2018.	86
Figura 26. Curva IDF de Campina Grande – PB.....	86
Figura 27. Vazão no canal sem calibração e após a calibração no SWMM.....	89
Figura 28. Concentração dos poluentes DBO, DQO e CTT, sem calibração e após a calibração, no SWMM.	91
Figura 29. Alterações na vazão de escoamento do canal do Prado e nas concentrações das variáveis DBO, DQO e CTT, para variações dos parâmetros de entrada no modelo SWMM. (Parte 1)	95
Figura 30. Erro de continuidade para simulações com variáveis DBO e DQO, e somente com CTT.....	97
Figura 31. Hietograma para a chuva de projeto com $Tr = 3$ anos.	98
Figura 32. Mapas do comportamento do escoamento superficial na simulação para chuva de projeto ($Tr= 3$ anos) após a) 3h de simulação; b) 4h de simulação; e c) 8h de simulação.	100
Figura 33. Mapas da concentração de DBO na simulação para chuva de projeto ($Tr= 3$ anos) após a) 3h de simulação; b) 4h de simulação; e c) 8h de simulação.	100
Figura 34. Mapas da concentração de DQO na simulação para chuva de projeto ($Tr= 3$ anos) após a) 3h de simulação; b) 4h de simulação; e c) 8h de simulação.	100
Figura 35. Mapas da concentração de CTT na simulação para chuva de projeto ($Tr= 3$ anos) após a) 3h de simulação; b) 4h de simulação; e c) 8h de simulação.	101
Figura 36. Vazão nos pontos amostrais do canal do Prado, para o evento de precipitação com 57,3 mm, 4 horas após o início da chuva.	104

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Vazão estimada da água de drenagem do canal do Riacho do Prado nos pontos de medição.....	64
Tabela 2. Vazões das entradas de esgoto.....	65
Tabela 3. Parâmetros dos nós.	71
Tabela 4. Dados do evento de precipitação do dia 08/06/2018.	72
Tabela 5. Sistema de classificação de desempenho do modelo (MORIASI <i>et al.</i> , 2007).	80
Tabela 6. Valores e classificação de desempenho obtidos na calibração da vazão no modelo SWMM.	90
Tabela 7. Valores e classificação de desempenho obtidos na calibração dos poluentes no modelo SWMM.	92
Tabela 8. Parâmetros do modelo SWMM na análise de sensibilidade.....	93
Tabela 9. Variação dos valores das concentrações de DBO, DQO e CTT simulados com a medida de interceptação do lançamento de esgoto, uma hora após o fim da precipitação. ...	102
Tabela 10. Dispositivos LIDs implantados nas sub-bacias.	103
Tabela 11. Variação da concentração de poluentes após aplicação de pavimentos permeáveis.	104
Tabela 12. Variações das concentrações de poluentes após aplicação de biorretenção.	105
Tabela 13. Variação da concentração de poluentes após redução de 20% na área impermeável das sub-bacias.	106

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Situações e consequências apresentadas no Guia para Gestores Públicos Locais. .	28
Quadro 2. Descrição dos principais modelos de qualidade de água.....	46
Quadro 3. Estudos realizados nos sistemas de drenagem de Campina Grande - PB.	53
Quadro 4. Variáveis monitoradas e seus respectivos métodos analíticos.....	66
Quadro 5. Classificação período seco e chuvoso.	67
Quadro 6. Parâmetros físicos das sub-bacias para o modelo SWMM.	69
Quadro 7. Parâmetros das estruturas LIDs.	76
Quadro 8. Cenários simulados.....	79
Quadro 9. Medianas das concentrações de poluentes no período seco para determinar a constante de acúmulo C_1	87
Quadro 10. Constantes de acúmulo (C_1 e C_2) utilizadas na função de saturação (Equação 7).	88
Quadro 11. Medianas das concentrações de poluentes no período chuvoso, utilizadas como coeficiente de lixiviação na função CME (Equação 8).	88
Quadro 12. Resultados da modelagem do cenário de referência C_1	99

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AESA	Agência Executiva de Gestão das Águas
BGI	<i>Blue-Green Infrastructure</i>
BMPs	<i>Best Management Practicies</i>
CAGEPA	Companhia de Água e Esgotos da Paraíba
CME	Concentração Média do Evento
CN	Curva Número
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTT	Coliformes Termotolerantes
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ER	Erro Relativo
EstAgro	Estação Agrometeorológica
HSPF	<i>Hydrological Simulation Program Fortran</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	Intensidade-Duração-Frequência
LID	<i>Low Impact Development</i>
L-THIA	<i>Long-Term Hydrologic Impact Assessment</i>
MGBq	Modelo de Grandes Bacias com o módulo de qualidade
NSE	Coefficiente de eficiência de Nash–Sutcliffe
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PB	Paraíba
PBIAS	Percentual de tendência
PLOAD	<i>Pollutant Loading Application</i>
R ²	Coefficiente de determinação
RMSE	Raiz quadrada do erro quadrático médio
SCS	Método <i>Soil Conservation Service</i>
SELAP	Sistema Estadual de Licenciamento de Atividades Poluidoras
SES	Sistema Socioecológico
SESUMA	Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
STORM	<i>Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model</i>
SUDEMA	Superintendência de Administração do Meio Ambiente
SUDS	<i>Sustainable Urban Drainage Systems</i>
SWAT	<i>Soil and Water Assessmet Tool</i>
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande

USDA ARS
USEPA
WRE
WSUD

US Department of Agriculture, Agricultural Research Service
United States Environmental Protection Agency
Water Resources Engineers Inc.
Water Sensitive Urban Design

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Graus Celsius ou centígrados
A	Área da bacia ou sub-bacia
AI	Áreas impermeáveis
AINC	Áreas impermeáveis não conectadas
DIm	Capacidade de armazenamento em depressões com superfícies impermeáveis
DPe	Capacidade de armazenamento em depressões com superfícies permeáveis
g	Gramas
ha	Hectare
hmax	Profundidade máxima
i	Intensidade máxima da precipitação
k	Constante de decaimento
kc	Coefficiente de compacidade
kg	Quilogramas
km	Quilômetros
km ²	Quilômetros quadrados
L	Comprimento do conduto
le	Largura do retângulo equivalente
m	Metros
m ³ /s	Metro cúbico por segundo
mg	Miligramas
mg/L	Miligramas por litro
mL	Mililitros
mm	Milímetros
mm/h	Milímetro por hora
NI	Coefficiente de rugosidade de Manning para superfícies impermeáveis
NP	Coefficiente de rugosidade de Manning para superfícies permeáveis
P	Perímetro da sub-bacia
Q	Vazão
S	Declividade da sub-bacia
TR	Tempo de Retorno
W	Largura da sub-bacia
UFC/100mL	Unidades Formadoras de Colônias por 100 mililitros
Z	Cota de fundo

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	21
2.1	Objetivo Geral	21
2.2	Objetivos específicos	21
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	22
3.1	Ecosistemas Urbanos	22
3.2	Cidades Resilientes.....	25
3.2.1	Gestão sustentável de águas urbanas: uma ferramenta para a promoção da resiliência urbana	29
3.3	Poluição Hídrica Urbana	33
3.3.1	Poluição fecal em redes de macrodrenagem.....	36
3.4	Modelagem da qualidade das águas de sistemas de drenagem.....	41
3.4.1	Modelos de qualidade de água	44
3.4.2	Etapas de uma modelagem	51
4	METODOLOGIA	53
4.1	Caracterização da área de estudo.....	54
4.1.1	Bacia Hidrográfica Riacho do Prado	58
4.2	Levantamento de dados da área de estudo.....	62
4.2.1	Pontos de amostragem.....	62
4.2.2	Identificação dos pontos de entrada de esgoto	63
4.2.3	Medição das vazões.....	64
4.2.4	Dados de qualidade da água do canal de macrodrenagem do Prado	65
4.2.5	Dados de precipitação pluviométrica para a modelagem hidrológica	66
4.3	Modelagem no SWMM.....	67
4.3.1	Caracterização das Sub-bacias	68
4.3.2	Nós de conexão e nós exutório.....	71
4.3.3	Condutos.....	71
4.3.4	Dados hidrológicos.....	72
4.3.5	Dados de qualidade dos poluentes e dos usos do solo.....	74
4.3.6	Representação dos dispositivos LIDs	75
4.3.7	Calibração e validação.....	77
4.3.8	Análise de sensibilidade	77
4.4	Simulação de cenários	78
4.5	Indicadores de desempenho.....	79
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
5.1	Qualidade da água do sistema de macrodrenagem	81
5.2	Modelagem hidrológica no SWMM.....	85
5.2.1	Dados hidrológicos.....	85
5.2.2	Modelagem da qualidade de água	87
5.2.3	Calibração e validação.....	88
5.2.4	Análise de sensibilidade	92
5.2.5	Desempenho do modelo em relação a diferentes tempos de retorno	97
5.2.6	Cenários propostos	98
6	CONCLUSÕES	108
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110
	APÊNDICE A	126
	APÊNDICE B	127

1 INTRODUÇÃO

A cidade é uma paisagem dinâmica caracterizada por elementos naturais e artificiais. Esses elementos, acumulados ao longo do tempo, moldam a forma urbana e influenciam o comportamento dos moradores. Advém que a superdensificação e a urbanização não planejada deixam pouco espaço para interação entre os elementos naturais e artificiais (AHMED *et al.*, 2019), e como resultado, o processo de desenvolvimento fundamentado na produção econômica vem causando sérios danos ao meio ambiente, uma vez que os recursos naturais são relegados em muitas cidades, entre esses estão os recursos hídricos, um dos mais importantes para a manutenção da biodiversidade, presente em usos múltiplos.

Essa urbanização não planejada, por sua vez, gera consequências ambientais, econômicas e sociais, como a remoção da cobertura vegetal da bacia, o adensamento das edificações, o alto processo de verticalização, a substituição da cobertura natural do solo por superfícies impermeáveis, promovendo um aumento do escoamento superficial, e a poluição associada às atividades antrópicas, que juntamente com ineficiência dos serviços básicos de saneamento, contribuem para o processo de lançamento de cargas poluidoras transportadas superficialmente pelas águas pluviais, causando impactos negativos nos sistemas de drenagem urbana. Sendo assim, riscos envolvendo problemas relacionados à falta de um serviço eficiente de saneamento tornam-se cada vez maiores, uma vez que tais serviços não acompanharam o crescimento das cidades.

Assim dizendo, todas essas intervenções modificam o ciclo hidrológico, alterando suas parcelas e o balanço hídrico da bacia hidrográfica, uma vez que não só geram impactos sobre os recursos hídricos do próprio ambiente urbano, mas também em toda a bacia hidrográfica, tendo em vista que os sistemas urbanos não são sistemas isolados, dependem e impactam a qualidade da água a jusante, além de seus limites jurisdicionais.

O Novo Marco Regulatório do Saneamento Básico, a Lei Nº 14.026 de 2020, que altera as regras para a prestação de serviço na área, prevê que a coleta de esgoto para 90% da população seja realidade até o fim de 2033, tendo em vista a universalização do atendimento (BRASIL, 2020). Contudo, uma realidade observada em algumas cidades do país é a utilização dos sistemas de drenagem no meio urbano para o transporte de esgotos sanitários *in natura* a partir do despejo irregular de efluentes domésticos. Este despejo traz sérias consequências para os ecossistemas aquáticos, através da grande quantidade de poluentes que chega aos

mananciais, bem como pela carga de contaminação fecal que vem sendo lançada a “céu aberto” sem tratamento, implicando em restrições no uso da água a jusante.

Sendo a poluição fecal uma das principais ameaças aos ecossistemas urbanos, principalmente pelo fato do escoamento pluvial poluído deteriorar a qualidade da água dos corpos d'água receptores (YANG *et al.*, 2021), é importante a adoção de sistemas de gerenciamento que possam monitorar os indicadores dessa poluição e prevê o desenvolvimento futuro das cidades, auxiliando na redução dos impactos gerados pela urbanização.

A cidade de Campina Grande – PB, marcada por um crescimento populacional urbano expressivo nas últimas décadas (OLIVEIRA, 2019), apresenta uma situação precária em seu sistema de drenagem de águas pluviais, tendo como destaque principal o lançamento de águas residuárias. Surge, então, a necessidade de analisar a poluição fecal para a compreensão de suas fontes, destino e transporte em águas superficiais.

Uma das formas de realizar esse monitoramento é através das análises de poluentes biológicos que estão diretamente relacionados a surtos de doenças, toxicidade biológica aquática e degradação da qualidade da água (SHAO *et al.*, 2020; QI *et al.*, 2020), como os Coliformes Termotolerantes – CTT. Essas bactérias vêm sendo mundialmente utilizadas como indicadores da qualidade microbiológica da água (FRENA *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2020; SOUEIDAN *et al.*, 2021; XU *et al.*, 2022), já que são microrganismos presentes em grande número na flora intestinal de humanos e outros animais de sangue quente e são fáceis de serem enumerados por métodos simples de cultivo (GRIFFITH *et al.*, 2009).

Por não fornecer a resolução espacial e temporal necessária para informar às autoridades e aos órgãos regulatórios em escala de bacia hidrográfica devido a variabilidade, além de ser custoso e demorado (MESHESHA *et al.*, 2020), o monitoramento *in situ* de CTT, pode ser associado às ferramentas de modelagem. Esses recursos fornecem uma abordagem mais rápida e econômica para entender o destino e o transporte dos organismos indicadores fecais em grandes bacias hidrográficas (HERNANDEZ-SUAREZ *et al.*, 2019). Entretanto, é escasso na literatura estudos que combinem ambas as metodologias, ou seja, que realizem o monitoramento em campo e apliquem em ferramentas de simulação.

Entre tantos modelos hidrológicos nacionais e internacionais disponíveis atualmente para simular a quantidade e a qualidade do escoamento superficial de bacias urbanas, o *Storm Water Management Model* – SWMM, criado pela Agência Americana de Meio Ambiente (*United States Environmental Protection Agency* – USEPA) se destaca, pois permite aplicações como

a concepção e o dimensionamento de componentes da rede de drenagem, o dimensionamento de estruturas de retenção e acessórios, a modelagem da poluição difusa e a avaliação da eficácia de melhores práticas de gerenciamento.

Esta pesquisa está inserida em um contexto de um estudo mais amplo que já vem sendo desenvolvido desde 2014 pelo Grupo de Pesquisa de Saúde Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG e da Universidade Estadual da Paraíba – UEPB. Dessa forma, visa complementar o diagnóstico a respeito da qualidade das águas dos sistemas de drenagem da cidade de Campina Grande – Paraíba, apresentando o caráter inovador de estudar o comportamento de CTT no sistema. Portanto, este estudo, tem como objetivo analisar o processo de poluição fecal nas águas do canal de macrodrenagem com extensão revestida da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado inserida no perímetro urbano de Campina Grande, através do modelo SWMM. Visando melhorar a compreensão a respeito da contaminação microbiológica no sistema em estudo e fornecer informações de apoio à decisão preditiva para uma gestão eficaz do saneamento básico.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar o processo da poluição fecal nas águas do sistema de macrodrenagem da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado - Campina Grande/PB, através do modelo computacional *Storm Water Management Model* – SWMM.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a poluição fecal dos afluentes do Canal do Prado, com base em indicadores de matéria orgânica e indicador microbiológico;
- Adequar o modelo SWMM, por meio de calibração, validação e a análise de sensibilidade, tendo em vista uma melhor representação das condições reais do sistema de drenagem;
- Analisar a simulação do cenário real com diferentes tempos de retorno, utilizando o modelo SWMM, a fim de verificar a representatividade do modelo para os indicadores de poluição fecal na bacia de drenagem;
- Verificar o impacto na redução dos poluentes ao longo do canal de drenagem, a partir de cenários propostos com intervenções.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ECOSSISTEMAS URBANOS

É sabido que o rápido processo de urbanização com o qual a sociedade se deparou no último século alterou a paisagem e o modo como a comunidade urbana se relaciona com a cidade, criando novos desafios socioeconômicos, ambientais, nos processos de produção e de gestão das cidades, no planejamento urbano e especialmente na vida dos habitantes. Na visão de Beloso (2017), durante muito tempo a relação entre o ambiente construído e o natural foi entendida a partir de uma lógica binária, onde o desenvolvimento de um implicava na degradação do outro.

Com isso, percebe-se que apesar de todo avanço tecnológico, a sociedade não conseguiu se tornar independente em relação aos recursos naturais e tem sofrido com as consequências de um processo de urbanização que não se reconhece como parte de um sistema maior, em constante interação com processos concomitantes (FREITAS, 2017), uma vez que as demandas de capital natural e serviços ecossistêmicos continuam aumentando constantemente em nosso planeta urbanizado (GÓMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2010; GUO; ZHANG; LI, 2010).

Isso porque o crescimento das cidades se deu, de modo geral, desprezando-se os fluxos e processos naturais, ocupando locais inapropriados, promovendo rápidas transformações no uso e na ocupação do solo, no aumento populacional desordenado e na demanda por recursos produzidos nas áreas externas aos limites urbanos, alterando o ciclo de corpos hídricos, associado ao aumento na geração de resíduos, do acúmulo de dejetos, da poluição e contaminação do solo, do ar e da água. Deste modo, segundo Ribeiro (2014), esse tipo de ocupação do território resulta, muitas vezes, em padrões de urbanização que prejudicam a equidade, eficiência e continuidade da cidade como suporte à vida social.

Inseridas nesse contexto, as cidades assumem um papel cada vez mais significativo na sociedade, em razão das ações de produção do espaço urbano estarem atingindo limiares preocupantes nas maiores cidades brasileiras, evidenciando riscos para o seu próprio funcionamento (RIBEIRO, 2014). Dessa forma, a inviabilidade de continuar desenvolvendo um modelo de crescimento urbano dissociado da consciência ecológica está cada vez mais evidente. A compreensão da ocupação do espaço natural e de sua transformação como espaço urbano se configura como uma ferramenta de busca ao entendimento não só dos impactos

gerados ao ambiente natural em decorrência da urbanização, mas, sobretudo, de quais as intervenções possíveis de realização de modo a proporcionar-lhe um maior equilíbrio.

Nesse viés, estudiosos vêm sugerindo explorar a questão urbana sob uma perspectiva ecológica, onde se investigam as relações dinâmicas entre a esfera humana e os fatores ambientais, interpolando seus conceitos e, assim, facilitando as proposições para soluções viáveis. Logo, a ecologia urbana, que consiste em “uma área de conhecimento que busca a sustentabilidade nas cidades através dos estudos da paisagem urbana e manutenção dos serviços ecossistêmicos” (WU, 2014), lida com o fenômeno urbano considerando a cidade como um ecossistema e dispensando a tradicional antinomia entre cidade e campo, para se concentrar na análise de processos (TERRADAS *et al.*, 2011).

De forma sintetizada, ecossistema representa o conjunto de componentes bióticos e abióticos, bem como a ciclagem de matéria e energia em um dado local, que se inter-relacionam para compor um sistema dinâmico, equilibrado e organizado (DA SILVA; TONETTI; DOS SANTOS, 2020; SANTOS, 2017). Então, as cidades são consideradas ecossistemas, pois da mesma forma como os ambientes naturais, os elementos que as compõem, sejam biológicos, físicos ou sociais, estão interligados e são dependentes uns dos outros (CLEMENTE *et al.*, 2006). Tendo isso em vista, o conceito de ecossistema contribui para uma melhor compreensão do funcionamento e da configuração de uma cidade (NILON; BERKOWITZ; HOLLEG, 2003), além de indicar a origem de problemas, tornando-se capaz de identificá-los e remediá-los.

No entanto, as cidades possuem algumas diferenças com relação aos ecossistemas naturais. Um ecossistema natural tem uma enorme complexidade, todavia uma cidade possui um grau muito maior de heterogeneidade, pois o seu funcionamento não está baseado somente nas interações entre fatores bióticos e abióticos, mas também nas atividades humanas, como decisões de ordem política, econômica, social e cultural (NILON; BERKOWITZ; HOLLEG, 2003; TERRADAS *et al.*, 2011).

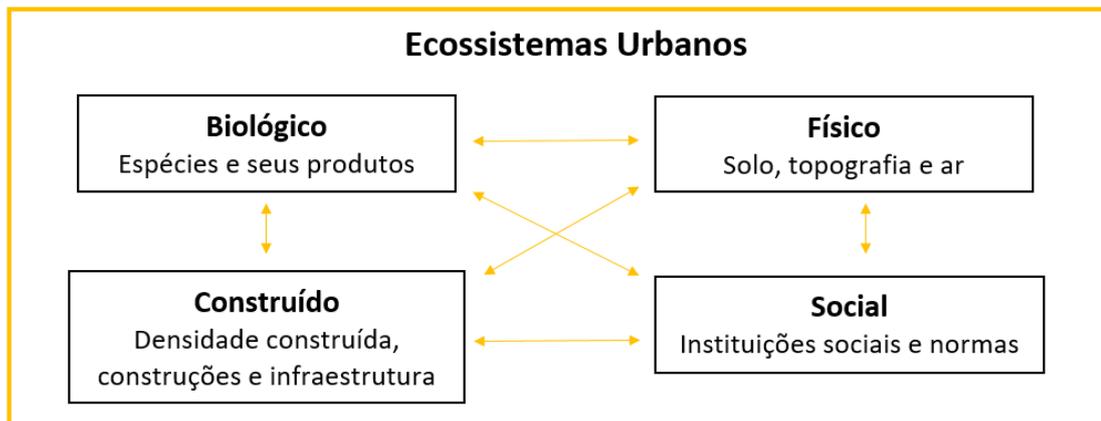
Outro aspecto que distingue os ecossistemas urbanos dos naturais é o seu metabolismo mais intenso, que exige uma maior entrada de recursos externos (por exemplo, abastecimento hídrico, produção de alimentos, etc.), além do necessário para seu sustento, e a consequente maior produção de resíduos (por exemplo, resíduos sólidos, esgoto e poluentes lançados em rios e na atmosfera) (ODUM, 1988; DIAS, 2002; CONSOLMAGNO; MINAMI; MINAMI, 2016). É nessa conversão do que entra e sai de uma cidade que surgem carências nas infraestruturas, nos equipamentos e nos serviços urbanos, e se origina o desequilíbrio ambiental, assim ela é considerada como um ecossistema incompleto, “porque não recicla seus resíduos e

é dependente de outros ecossistemas para seu consumo e energia, necessários à sobrevivência” (OLIVEIRA e MILIOLI, 2014).

Um ecossistema urbano, portanto, é apenas parte de um sistema maior, com o qual troca matéria e energia. É um ecossistema interdependente de outros, influencia e é influenciado pelos ecossistemas adjacentes, dependendo daquilo que está no seu entorno, em relação ao suprimento de água, à deposição de resíduos, à gestão adaptativa de eventos extremos, aos efeitos do relevo sobre o clima e até às variáveis comerciais e socioeconômicas.

Spirn (2011) defende que o conceito de ecossistema é um conceito adequado para a compreensão do ambiente urbano como um ambiente que engloba todos os organismos urbanos no nível da comunidade, desde a estrutura física da cidade e os processos que fazem parte dela, as inter-relações das atividades humanas, até mesmo todos os níveis de vida no âmbito da cidade. Destarte, é possível afirmar que o ecossistema urbano abrange todos os processos que sustentam os recursos naturais e humanos, tais como: processos culturais; fluxos de capital, pessoas e bens; fluxos de água, ar, nutrientes e poluentes. À vista disso é a interação dos componentes sociais, biológicos, físicos e do ambiente construído (PICKETT; CADENASSO; MCGRATH, 2013), conforme ilustra a Figura 1.

Figura 1. Componentes dos Ecossistemas Urbanos.



Fonte: adaptado de Pickett, Cadenasso e Mcgrath (2013).

Logo, o planejamento e a coordenação necessários para aspirar a uma resiliência ou equilíbrio cada vez maior não se resumem ao que acontece dentro de um município. É necessário que a urbanização seja planejada e que as tendências de planejamento mudem para a adoção de uma abordagem mais orientada para o ecossistema. Já que as cidades sobrevivem de recursos e serviços apropriados dos fluxos naturais do entorno, ou adquiridos por meio de comércio com todas as partes do planeta, produzindo um déficit ecológico (ANDRADE, 2014),

ou seja, entendem-se as cidades como “sistemas e componentes de sistemas aninhados” que existem dentro de uma rede ecológica mais ampla (UNU-IAS, 2003).

Para tal, entram em cena as ideologias da sustentabilidade e da resiliência, que surgem a partir de desafios e da necessidade de repensar os modelos urbanos, sua expansão e a geração de melhor qualidade de vida, desenvolvendo competências que unam conceitos ecológicos, arquitetônicos e urbanísticos para adequar estruturas deficientes numa engenharia sustentável, política e ambiental. Só assim será possível fazer com que os ecossistemas urbanos entrem em equilíbrio e interajam da melhor forma com ecossistemas adjacentes.

3.2 CIDADES RESILIENTES

A sustentabilidade no processo de expansão urbana entra em pauta a partir da necessidade de se repensar como são concebidas, como crescem e como se desenvolvem as cidades, uma vez que o adequado seria que esse processo acontecesse de acordo com estratégias de desenvolvimento respeitando os aspectos ambientais (SOUSA, 2020). Porém, como supracitado, pouco se tem feito em relação à mitigação dos impactos nos centros urbanos, os quais não afetam só a eles próprios, como também aos ecossistemas ao seu redor, pois consomem de forma insustentável os serviços naturais gerados por estes e, ao mesmo tempo, emitem poluentes para os rios, ar e solos.

Nesta perspectiva, a resposta para a urbanização sustentável é a utilização consciente do ambiente evitando o desperdício, principalmente da água, solo e ar, que são os meios mais contaminados pela utilização irracional dos recursos, bem como o processo de planejamento urbano deve ser feito por meio de novas abordagens, pautadas no princípio da precaução, trazendo à tona conceitos de cidades preparadas em sua estrutura física e social, para enfrentar situações de risco (FARR, 2013; KENWAY *et al.*, 2019; MARCHESE *et al.*, 2020).

Na visão de Sousa (2020), dentre todas as novas abordagens que surgiram, os conceitos de cidades resilientes, resiliência urbana e planejamento resiliente conseguiram destaque e relevância cada vez maiores nos últimos anos nos âmbitos de gestão ambiental e planejamento urbano. A resiliência pode ser entendida como a habilidade ou capacidade de um sistema, comunidade ou sociedade expostos a riscos, de se antecipar, de resistir, absorver, acomodar-se, recuperar-se e se adaptar às mudanças e perturbações, ou retornar a uma condição estável

anterior após estresses causados por qualquer perigo (UNISDR, 2009; AMORIM; QUELHAS; MOTTA, 2014; SARKER *et al.*, 2020a).

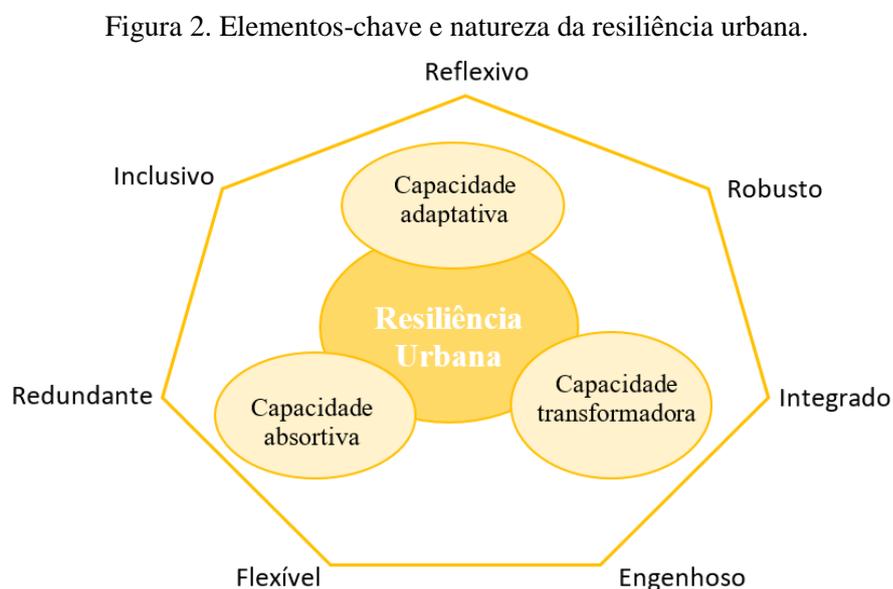
Ou seja, a resiliência é descrita como uma combinação da capacidade de um sistema de resistir a perturbações sem perder funções importantes ou alterar estados, o potencial do sistema para se auto-organizar e a capacidade de adaptação (MEEROW; NEWELL; STULTS, 2016), a fim de preservar, essencialmente, a mesma função, estrutura, identidade e mecanismos de retroalimentação, para renovação e busca de novas soluções (ANDRADE, 2014; SOUSA, 2020).

Considerando sua importância, a resiliência evoluiu para um espaço discursivo para refletir a cidade e visões específicas para seu futuro. Segundo Farias (2017), esta migração para o campo das ciências sociais e políticas públicas foi motivada por ameaças globais como crises econômicas, mudanças climáticas e terrorismo internacional, com especial atenção à capacidade de resposta dos lugares e sistemas sociais. Por conseguinte, vem sendo frequentemente associada à promoção de medidas de adaptação às mudanças climáticas e aos desastres naturais e, mais recentemente, a cidades que enfrentam séries de choques e tensões de uma forma geral, o que não impede de ser associada a qualquer cidade como forma de reduzir a vulnerabilidade da população e aumentar a resiliência da infraestrutura urbana.

Dessa maneira, uma cidade resiliente é aquela onde os desastres naturais são minimizados, os serviços de infraestrutura organizados, obedecendo a padrões e códigos de segurança, que está preparada para se adaptar às vulnerabilidades associadas às mudanças climáticas, que deve possuir um administrador público que garanta uma urbanização sustentável e onde haja a participação da população nas decisões e no planejamento (MARTINS e FERREIRA, 2011; AMORIM; QUELHAS; MOTTA, 2014). Em outras palavras, a resiliência urbana é possível unindo ecologia e planejamento através do desenho e adaptação da estrutura ecológica ao ambiente urbano, com uma nova configuração para a infraestrutura da cidade e para os padrões espaciais, estando diretamente relacionada à promoção de sustentabilidade urbana (HOGANN; OJIMA; MARANDOLA, 2010).

Contudo, compreender a ideia de resiliência urbana requer familiaridade com a evolução da teoria da resiliência (MEEROW e STULTS, 2016). Embora o termo tenha sido usado em psicologia, medicina e engenharia, há muito tempo, é amplamente creditado ao ecologista C. S. Holling, na literatura sobre mudanças ambientais globais. A capacidade de um ecossistema de reter características funcionais básicas para lidar com distúrbios é descrita por Holling (1973). A concepção da teoria do Sistema Socioecológico – SES, liderada por um grupo de

ecologistas interdisciplinares, foi a base da estrutura ecológica de resiliência e percepção dos ecossistemas como dinâmicos, complexos e adaptativos (MEEROW e STULTS, 2016; ZENG *et al.*, 2022). A visão holística da resiliência urbana é apresentada na Figura 2.



Fonte: Adaptado de Zeng *et al.* (2022).

Baseado no que é exposto por Zeng *et al.* (2022), para esta teoria, geralmente, existem três componentes principais da resiliência urbana: adaptativa, absorptiva e transformadora, e sete características principais para proteger contra a vulnerabilidade a desastres naturais: reflexiva, redundante, robusta, inclusiva, integrada, engenhosa e flexível de um sistema urbano. A capacidade adaptativa é a capacidade de fazer pequenas mudanças deliberadas antes ou em resposta a uma mudança, a fim de aumentar a flexibilidade potencial; tem relação direta com adaptabilidade e a capacidade de fazer pequenas melhorias ao longo do tempo por meio de um processo de contínua adaptação, aprendizado e inovação e o grau em que um sistema pode alterar enquanto mantém seu propósito e estrutura. A capacidade de absorção significa a capacidade de um sistema de tomar medidas preventivas deliberadas e lidar com choques e estresse estabelecidos. E a transformadora é a capacidade de implementar mudanças para interromper ou reduzir as causas do risco e da vulnerabilidade e garantir uma condição equitativa de compartilhamento de risco (SARKER *et al.*, 2020b).

Com esse propósito, planos, programas e iniciativas foram implementados em várias cidades pelo mundo, com o intuito de integrar a sustentabilidade nas atividades de planejamento urbano (MONSTADT e SCHMIDT, 2019). Entre estes podem-se citar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS, segundo os quais as cidades devem ser inclusivas,

limpas, resilientes e sustentáveis (ODS 11), e o Guia para Construção de Cidades mais Resilientes voltadas aos Gestores Públicos Locais da Organização das Nações Unidas – ONU (2012). Este último define, claramente, as políticas públicas a serem desenvolvidas para promoção da redução de impactos, tornando as cidades mais resilientes e habitáveis; além de delimitar quais situações podem impactar a resiliência das cidades e que deveriam ser observados pelos Gestores Públicos Locais (Quadro 1).

Quadro 1. Situações e consequências apresentadas no Guia para Gestores Públicos Locais.

Situação	Consequências
Crescimento das populações urbanas e aumento de sua densidade	Interferência direta nos solos e nos serviços, ampliando as ocupações de planícies costeiras, ao longo de encostas instáveis e de áreas de risco.
Concentração de recursos e capacidade em âmbito nacional	Ausência de fiscalização, recursos humanos e capacidade do governo local, incluindo ordens pouco claras para ações de resposta e de redução de riscos de desastres.
Governança local fragilizada	Participação insuficiente do público de interesse local no planejamento e na gestão urbana.
Gestão dos recursos hídricos, dos sistemas de drenagem e de resíduos sólidos inadequados	Emergências sanitárias, inundações e deslizamentos.
Declínio dos ecossistemas	Atividades humanas, tais como construção de estradas, poluição, recuperação das zonas úmidas e extração insustentável de recursos que comprometem a capacidade de oferecer serviços essenciais, como, por exemplo, a proteção e regulação contra inundações.
Deterioração da infraestrutura e padrão de construção insegura	Podem levar ao colapso das estruturas.
Serviços de emergência descoordenados	Afetam a capacidade de rápida resposta e preparação.
Efeitos adversos das mudanças climática	Aumento das temperaturas extremas e das precipitações, na dependência de condições localizadas, com um impacto sobre a frequência, a intensidade e a localização das inundações e outros desastres relacionados ao clima.

Fonte: Adaptado de Amorim, Quelhas e Motta (2014).

Em vista disso, percebe-se que é necessária uma mudança de paradigma em relação à maneira pela qual as cidades são construídas; uma nova visão multidimensional, sistêmica e transdisciplinar deve ser adotada. Para que, ao mesmo tempo, seja possível uma interface entre ciências naturais e ciências sociais e humanas no espaço urbano; assim como, uma incorporação nas tomadas de decisão, a respeito das temáticas sobre mudanças climáticas, aumento das desigualdades sociais, escassez de água potável, redução da biodiversidade, aumento de ilhas de calor, poluição, emissão de gases, inundações, tempestades e efeitos do tráfego (ANDRADE, 2014).

Convém ressaltar que, essa nova abordagem procura atender o paradigma da incerteza, como, por exemplo, ao propor a transformação de áreas impermeabilizadas, quase sempre monofuncionais, no âmbito do ecossistema urbano, em áreas multifuncionais, compostas de

rede interligada de fragmentos vegetados ou permeáveis, conectados por corredores verdes (biodiversidade) e azuis (água) para gerar o equilíbrio dinâmico e tornar as cidades mais resilientes, ao englobarem tanto os elementos da paisagem como a funcionalidade, à estrutura dos ecossistemas (ANDRADE, 2014).

Com isso, reforça-se a ideia de que a cidade deve ser tratada como um sistema dinâmico e aberto, constituindo um meio ambiente que engloba fatores naturais e antrópicos (SILVA, 2017), no qual as autoridades locais devem aplicar uma abordagem integrada e inclusiva para promover a criação de uma sociedade sustentável dos pontos de vista econômico, social e ambiental, em que os padrões de organização dos ecossistemas urbanos estejam em harmonia com outras políticas de planejamento do uso do solo e preservação ambiental, transporte, energia, dinâmica da população e seus resíduos, e onde os desafios existentes sejam transformados em oportunidades de inovação e melhoria no funcionamento dos serviços, especialmente no ciclo da água, gestão de resíduos, energia e transporte (FONT, 2018). À vista disso é que o estudo sobre uma gestão sustentável de águas urbanas se torna ferramenta importante para conectar áreas do conhecimento de forma transdisciplinar (ANDRADE, 2014).

3.2.1 Gestão sustentável de águas urbanas: uma ferramenta para a promoção da resiliência urbana

O processo de urbanização e os processos derivados, como impermeabilização do solo, artificialização da drenagem natural das águas e poluição, produzem cidades com grandes problemas de infraestrutura e de atendimento aos serviços de saneamento básico. Aliado aos aspectos culturais das populações locais e à dinâmica própria do ambiente natural, as bacias hidrográficas urbanas oferecem respostas compatíveis com as diversas formas de uso e ocupação do solo, bem como com a gestão do ambiente urbano (MESQUITA; PEREIRA; LIMA NETO, 2020). Como consequência disso, para Sousa (2020), torna-se uma necessidade cada vez mais premente a busca por ferramentas de gestão das águas urbanas que visem a promoção da resiliência hídrica e a consequente redução dos impactos ambientais.

A gestão das águas em áreas urbanas envolve tanto o gerenciamento de recursos hídricos, quanto dos serviços de saneamento. No Brasil, cada um deles é regido por diferentes arranjos institucionais, sendo o primeiro orientado pela Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei Nº 9.433/1997 (BRASIL, 1997), e o segundo pela Política Nacional de Saneamento Básico, Lei

Nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007), que em 2020 foi complementada pela Lei Nº 14.026/2020, atualizando o marco legal do saneamento básico.

Tratam-se de dois sistemas distintos em termos legais, políticos e institucionais. No entanto, quando se consideram regiões densamente urbanizadas, esses dois sistemas de gestão passam a ser estreitamente inter-relacionados, pois o principal uso de recursos hídricos é o abastecimento urbano, que passa a demandar cada vez mais água em quantidade e qualidade e, ao mesmo tempo, constitui o seu principal problema, lançamento de efluentes sem tratamento nos corpos hídricos e ocupação de área de proteção dos mananciais (BRITTO e BARRAQUÉ, 2008).

No cenário brasileiro, os instrumentos de gestão ambiental urbana não conseguem promover uma ação integrada entre a política urbana, a política ambiental e a política de recursos hídricos. Em geral, os planos diretores não fazem uma abordagem integrada com as políticas ambientais e demais políticas setoriais, que continuam sendo tratadas de forma segmentada. Ainda ocorre a falta de integração dos órgãos do governo, que produzem diretrizes pouco específicas e, algumas vezes, incoerentes com a realidade das cidades (ANDRADE, 2014).

Segundo Gorski (2010) e Tucci e Mendes (2006), até então são adotadas medidas estruturais com visão pontual dos sistemas tradicionais de drenagem, como as canalizações de curso d'água, sem avaliar as consequências dessas obras, que acabam aumentando as vazões e a frequência de inundações, porém, tais sistemas são incapazes de abranger a complexidade do ciclo hidrológico, tendo sido abandonados, há mais de 30 anos por países desenvolvidos (ANDRADE e BLUMENSCHNEIN, 2013).

A superação dos impasses só ocorrerá quando forem efetivamente adotados, nas práticas de gestão dos serviços e dos recursos, os novos paradigmas de sustentabilidade que vêm sendo aplicados internacionalmente. Nessa concepção, a questão da resiliência das águas em áreas urbanas implica conciliar duas perspectivas que, até muito recentemente, eram vistas como opostas: melhorar a qualidade dos serviços de saneamento ambiental, universalizando o acesso à água em quantidade e qualidade para os diferentes usos; e conservar os recursos hídricos preservando a qualidade dos rios urbanos (BRITTO e BARRAQUÉ, 2008).

Em resposta a essas situações e tendências, as cidades globais estão reconsiderando os sistemas convencionais de gestão de águas urbanas, procurando novas maneiras de gerenciar águas pluviais, ao mesmo tempo que alcançam medidas de sustentabilidade. Nessa conjuntura,

surgiram inúmeras abordagens para a renovação dos sistemas urbanos, como Gestão Integrada dos Recursos Hídricos (MITCHELL, 2005), Gestão Sustentável da Água Urbana (PAHL-WOSTL, 2008) e Cidade sensível à água, que é aquela que “minimiza a importação de água potável e a exportação de águas residuárias, para áreas externas aos limites urbanos, otimizando o uso dos recursos hídricos dentro da própria cidade” (WONG e BROWN, 2009). Portanto, essa cidade vai otimizar o uso da água dentro dos seus próprios limites, e o planejamento da mesma envolve o suprimento das demandas hídricas urbanas em sua multiplicidade de usos por meio de uma gestão integrada, garantindo segurança hídrica e proporcionando uma eficiência no uso dos recursos.

Ademais, surgiram nas últimas décadas, vários outros conceitos e técnicas que retomam os processos naturais de manejo local das águas pluviais, que vêm sendo aplicados e desenvolvidos em vários lugares do mundo, tais como: *Low Impact Development* – LID (Desenvolvimento de Baixo Impacto), *Blue-Green Infrastructure* – BGI (Infraestrutura Verde-Azul), e *Best Management Practices* – BMPs (Melhores Práticas de Gestão) nos Estados Unidos da América (*DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL RESOURCES*, 1999; SCHUELER, 1987; GLEDHILL e JAMES, 2008; SELMAN, 2008), *Sustainable Urban Drainage Systems* – SUDS (Sistemas de Drenagem Urbana Sustentáveis) no Reino Unido (CIRIA, 2000), *Water Sensitive Urban Design* – WSUD (Design Urbano Sensível à Água) na Austrália (WHELANS *et al.*, 1994; WONG, 2007), e a “Cidade Esponja” na China.

Essas abordagens são sutilmente diferentes, contudo, todas incorporam os conceitos de renaturalização e revitalização para regenerar ou “imitar” sistemas fluviais: o primeiro utiliza métodos de intervenção que evitam usos humanos e buscam promover um aspecto natural que favorece tanto a harmonia paisagística quanto a flora e a fauna do corpo d’água; enquanto o segundo consiste na preservação, conservação e recuperação ambiental dos rios por meio de ações que garantam melhoria da qualidade da água e das condições ambientais desse ecossistema (GARCIAS e AFONSO, 2013).

Sendo assim, na visão do professor Carlos Tucci (SAEA UFMG, 2020), para que a gestão sustentável seja eficiente alguns princípios devem ser atendidos:

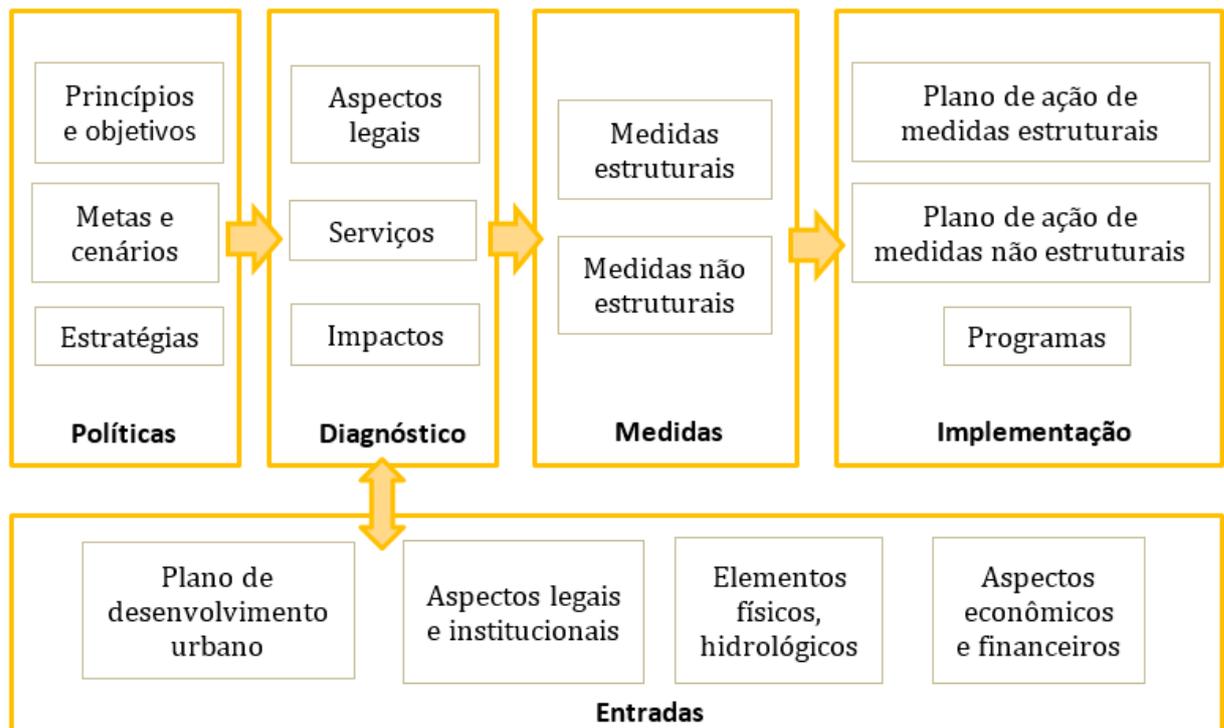
- Planejamento em nível de bacia hidrográfica, que enquadre os rios nos quais as cidades influenciam, seguido de um plano de ações para atingir as metas;
- Considerar o futuro desenvolvimento da cidade;
- Não transferir impactos para jusante;

- Priorizar soluções que mantenham as funções naturais dos rios;
- Dar maior ênfase em medidas não-estruturais;
- Incentivo à participação pública;
- Planejamento baseado na recuperação dos custos.

Portanto, é necessário desenvolver estratégias dentro de duas plataformas principais: ao nível de estado, controlar e recuperar os impactos existentes, através do cenário de ações corretivas estruturais que tratam da gestão por sub-bacias urbanas; e ao nível de propriedade (privada), medidas na fonte que levem os novos empreendimentos a utilizarem um desenvolvimento com menor impacto e sustentável.

No entanto, o principal ponto na questão da gestão das águas urbanas trata de integrar, efetivamente, as metas da Gestão dos Recursos Hídricos às do Saneamento Ambiental que, apesar de estarem implicitamente previstas na legislação, na prática não ocorre, bem como implementar articulações com vista a uma integração entre os sistemas de planejamento urbano. Na Figura 3, pode-se observar como um plano integrado de gestão de águas urbanas poderia atuar sobre os componentes das águas da cidade e identificar as políticas, diagnósticos, medidas e implementações necessárias, visando a solução destes aspectos de forma integrada.

Figura 3. Plano integrado de gestão.



Fonte: Adaptado de SAEA UFMG (2020).

3.3 POLUIÇÃO HÍDRICA URBANA

Como anteriormente discutido, uma população urbana demanda grandes quantidades de energia e matérias-primas, bem como descarta grandes quantidades de resíduos, ou seja, introduz substâncias e materiais aos ambientes naturais, alguns dos quais se transformam em poluição. Nesse sentido, a alta concentração de pessoas em áreas urbanas altera consideravelmente os fluxos de água, sedimentos, substâncias químicas e microrganismos (ANJINHO, 2019; ANDRADE, 2014).

Com o aumento do número de superfícies impermeáveis, e a conseqüente diminuição do volume de água infiltrado nos solos, condicionaram-se fortemente os padrões dos escoamentos superficiais. Os poluentes depositam-se nas mais diversas superfícies e, em situações de precipitação, ocorre uma lixiviação pelo escoamento, provocando, assim, o aumento da variedade de poluentes (AREZES, 2015).

De modo conseqüente, essas mudanças e todas as outras resultantes da urbanização, impactam especialmente as águas urbanas e seus ecossistemas aquáticos, ocasionando mudanças na dinâmica e no funcionamento desses ambientes, o que pode fomentar um quadro futuro de desequilíbrio, escassez ou degradação da qualidade da água disponível.

A expressão águas urbanas engloba as águas dos sistemas de saneamento (abastecimento de água, drenagem urbana e esgoto sanitário), inundações ribeirinhas e a gestão dos sólidos totais (TUCCI, 2008). Incluem-se nessas águas, corpos hídricos inseridos no meio urbano como lagos, lagoas e canais; devido ao local em que se situam, zona urbana, as mesmas estão sujeitas a altos níveis de poluição antrópica e alterações morfológicas e hidrológicas, degradando a qualidade das mesmas (TEURLINCX *et al.*, 2019).

Já o termo poluição é definido no artigo 3º, inciso III, da Lei Nº 6.938/1981 (Política Nacional do Meio Ambiente), como:

a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981,p.1).

Assim sendo, a poluição hídrica urbana consiste na adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água presente na área urbana, prejudicando os legítimos usos que dele são feitos (VON SPERLING, 1995). Essa poluição pode aparecer de vários modos, incluindo a poluição térmica - descarga de efluentes com temperaturas alteradas das normais da água; a poluição física - descarga de material em suspensão; a poluição biológica - descarga de bactérias patogênicas e vírus, e a poluição química, que pode ocorrer por deficiência de oxigênio, toxidez e eutrofização (MARTINS, 2012).

Estas podem ser consideradas uma fonte de poluição pontual ou difusa (Figura 4), revestida de capital importância devido à sua dispersão espacial e natureza dos poluentes. Pontual, quando os poluentes adentram o corpo d'água de forma concentrada no espaço, ou difusa, quando os poluentes atingem o corpo receptor ao longo de sua extensão, de modo disperso (MOTA, 1995; VON SPERLING, 2014).

Figura 4. Poluição pontual e difusa em corpos d'água.



Fonte: Von Sperling (2014).

Segundo 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. Via de regra, a poluição difusa é intermitente e não apresenta uma origem específica, atingindo o corpo hídrico de forma distribuída, dificultando sua identificação (FERREIRA; MUHLENHOFF; FERNANDES, 2018).

Por esse motivo, o controle dessa contaminação não pode ser feito na sua origem, mas sobre toda a região geradora da carga poluidora. A natureza dessa poluição depende de fatores como o uso do solo, a frequência da limpeza urbana, a intensidade da precipitação e sua

distribuição temporal e espacial (TUCCI, 2008). Seus impactos variam desde a contaminação dos leitos dos rios até a eutrofização dos corpos hídricos (RIECHEL *et al.*, 2020).

Já as fontes pontuais de poluição, referem-se a despejos de efluentes domésticos e industriais em determinadas áreas (com ou sem tratamento), na maioria dos casos, lançamentos contínuos e independentes de condições climáticas (precipitação) (NOVOTNY, 1995). Esse tipo de contaminação está diretamente relacionada com a ineficiência ou ausência de infraestrutura urbana de saneamento. E quando em países em desenvolvimento, a poluição pontual ainda é um grande desafio a ser enfrentado pelos gestores de recursos hídricos, devido ao baixo índice de coleta e tratamento de efluentes sanitários.

No Brasil, de acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (BRASIL, 2022), em 2020, o índice de atendimento urbano de esgoto (refere-se ao acesso por meio de rede pública coletora de esgoto, não inclui a coleta de esgotos por meio de soluções individuais ou alternativas, como fossas rudimentares, fossas sépticas, galerias de águas pluviais, valas, dentre outros) foi de aproximadamente 63,2%, longe de apresentar bons níveis de infraestrutura sanitária.

Diante disso, os sistemas de drenagem se tornam os principais receptores dos poluentes veiculados pelas águas urbanas, podendo representar fontes de aporte de poluentes aos corpos receptores aos quais se destinam. Os poluentes presentes nas bacias de drenagem, originários de fontes pontuais ou difusas, poderão ser carreados aos corpos d'água superficiais, fato que pode ser potencializado em períodos chuvosos em decorrência da lixiviação sobre as bacias hidrográficas ocasionada pelo escoamento superficial, bem como pelo extravasamento oriundo das redes coletoras de esgoto (PEREIRA *et al.*, 2015); há ainda o risco de ser agravado por fatores climáticos locais, como intensidade e distribuição espaço-temporal das chuvas (MESQUITA; PEREIRA; LIMA NETO, 2020).

A intensidade de poluição nas águas dos sistemas de drenagem urbana é, ainda, afetada por um conjunto de fatores e de circunstâncias, nomeadamente: Tempo seco antecedente e intensidade de precipitação do evento; Densidade populacional e usos na bacia de drenagem; Nível de cobertura vegetal; Metodologia de limpeza das vias; Práticas locais, tais como varrer ruas, controle de animais de estimação, rega de jardim ou utilização de produtos químicos e de fertilizantes (MARTINS, 2012).

Como a qualidade da água não é uma condição estática, nem pode ser definida pela medição de apenas um indicador, além de ser variável no tempo e espaço, para se avaliar os

impactos da poluição nos corpos hídricos urbanos é necessária a quantificação das cargas poluidoras, feita através de coleta e levantamentos de dados em campo, incluindo amostragem de poluentes, análises de laboratório, medição no local ou ponto de amostragem, entre outros (BARTRAM e BALLANCE, 1996; VON SPERLING, 2014), bem como um monitoramento de rotina para detectar padrões espaciais e mudanças ao longo do tempo (UNEP, 2008).

3.3.1 Poluição fecal em redes de macrodrenagem

Como uma das principais fontes de poluição urbana, o escoamento de águas pluviais contém altas concentrações de poluentes biológicos que estão diretamente relacionados a surtos de doenças, toxicidade biológica aquática e degradação da qualidade da água (SHAO *et al.*, 2020; QI *et al.*, 2020). Sendo a contaminação fecal uma das principais ameaças ao ecossistema urbano, principalmente pelo fato do escoamento pluvial poluído deteriorar a qualidade da água dos corpos d'água receptores (YANG *et al.*, 2021).

De acordo com Paruch *et al.* (2019), a contaminação fecal da água refere-se a uma dupla origem (antropogênica e zoogênica) de várias fontes de poluição pontuais e difusas (incluindo descarga de águas residuais industriais / municipais / domésticas e escoamentos pluviais / urbanos / agrícolas). Tal forma de poluição é marcada pela presença de microrganismos fecais, patogênicos ou não, os quais consistem em grupos de bactérias encontradas no material fecal de humanos e animais de sangue quente (HAGEDORN *et al.*, 1999).

Assim, tem sido demonstrado um interesse cada vez maior no transporte, destino e sobrevivência dessas bactérias no meio ambiente (GODDARD *et al.*, 2020). No entanto, as características, fontes e variação da poluição microbiana em bacias urbanizadas ainda não foram totalmente exploradas. Portanto, é fundamental avaliar a população de CTT para o manejo atual e projeções de saúde pública a longo prazo (JEON *et al.*, 2019).

Apesar de serem mais comuns em águas residuais, a verdade é que também estão presentes nas águas pluviais das redes de macrodrenagem. Esse sistema é responsável pelo escoamento final das águas, inclusive captadas pelas estruturas de microdrenagem, podendo ser formada por canais naturais ou artificiais, galerias de grandes dimensões e estruturas auxiliares.

A contaminação fecal nesses sistemas, em áreas urbanizadas, é devida, essencialmente, a dois grandes fatores: a existência de transbordamentos ou ligações entre as redes coletoras de esgoto e de águas pluviais, já que, como expõem McLellan e Roguet (2019), as tubulações de

esgotos são ambientes propícios à veiculação de diversas espécies de bactérias e estas são propagadas para os ambientes aquáticos por meio das ligações à rede de drenagem; e a contribuição direta de matéria fecal proveniente tanto dos seres humanos como dos animais.

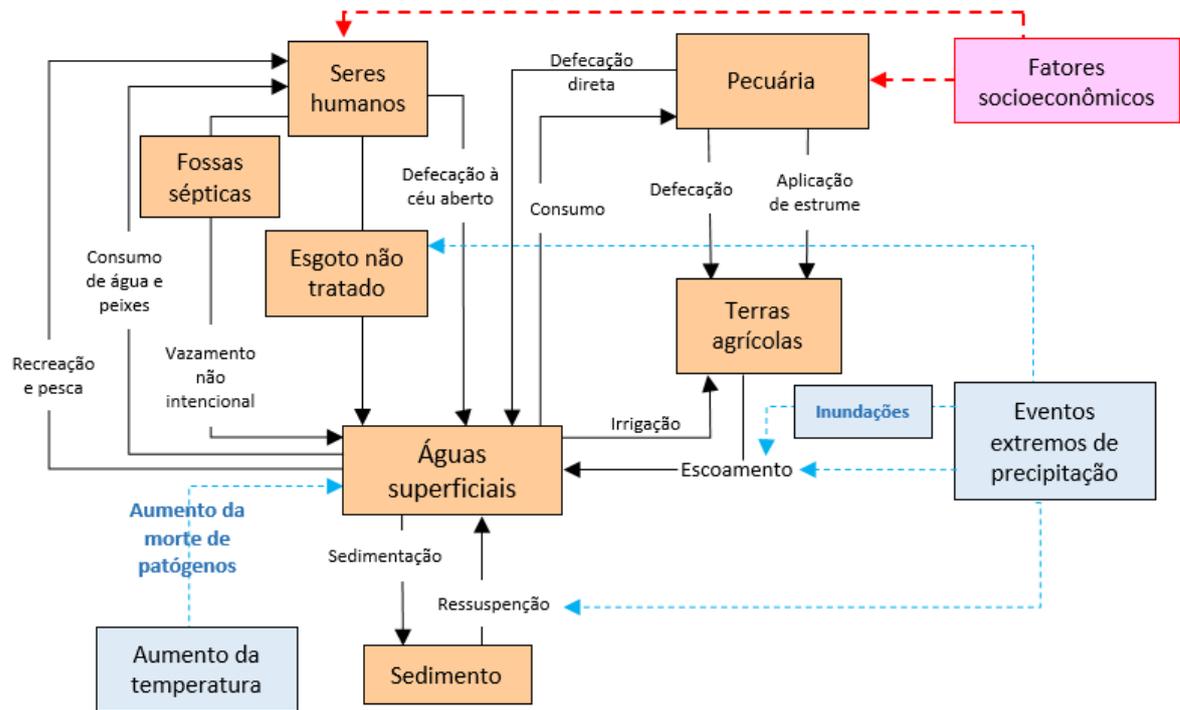
Logo, são fontes de poluição pontual que resultam no aumento da quantidade de matéria orgânica e na presença de organismos patogênicos ou não nas águas dos canais urbanos. O solo também pode, em certas condições, funcionar como uma fonte de microrganismos, pela ressuspensão de leitos de rios, podendo colocar em risco os ecossistemas relacionados.

Outro fator importante é o tipo de sistema de esgoto sanitário. Mesmo a legislação brasileira adotando o tipo separador absoluto (redes pluvial e sanitária separadas) observa-se em algumas cidades o sistema combinado (águas pluviais e sanitárias em um mesmo conduto) devido a ligações clandestinas e/ou à falta de redes individuais. Como esse tipo de sistema não é projetado para conduzir esses efluentes, todo escoamento é lançado diretamente nos corpos hídricos, sem nenhum tratamento, contribuindo para o aumento da poluição hídrica. Ademais, as práticas inadequadas de disposição de resíduos sólidos nos sistemas de drenagem contribuem para o agravamento da qualidade das águas e comprometem o funcionamento da rede de drenagem (SASAKI, 2021).

Essa situação amplia-se em consequência da falta do gerenciamento e aplicação das políticas públicas, da falta de recursos financeiros de alguns municípios para a execução das obras de esgotamento, o que colabora para que a população lance seus esgotos não tratados diretamente nas redes pluviais, diminuindo a qualidade das águas e gerando problemas futuros como a redução das reservas hídricas com qualidade para abastecimento (TUCCI, 2008).

Islam *et al.* (2021) propõem quais principais fontes, vias e qual a influência de fatores climáticos e socioeconômicos sobre microrganismos em águas superficiais, apresentados na Figura 5, na qual as caixas laranja mostram corpos receptores e fontes de bactérias indicadoras fecais; as setas mostram caminhos, que podem variar dependendo da localização; as caixas azuis com setas indicam o impacto da mudança climática (aumento da temperatura, precipitação e inundação); e a caixa vermelha com setas indica o impacto da mudança socioeconômica sobre bactérias indicadoras fecais veiculadas pela água.

Figura 5. Fontes, caminhos e influências das mudanças climáticas e socioeconômicas na contaminação de um corpo hídrico.



Fonte: Adaptado de Islam *et al.* (2021).

Em vista disso, a má qualidade dos afluentes de córregos e rios, aliada à ausência do tratamento dessas águas incorre numa ameaça para a sustentabilidade ambiental, além de apresentar impactos negativos sobre os corpos receptores de jusante - notadamente pelo assoreamento, aporte de nutrientes e material carbonáceo, organismos patogênicos e poluentes persistentes, que apresentam efeitos mais deletérios sobre o ambiente através de sua capacidade de bioacumular e/ou biomagnificar -, uma vez que a água de superfície serve a muitos propósitos (HENRIQUES, 2014), como para produção de água potável, irrigação, fins domésticos e industriais, recreação e transporte. Outro fator crítico consiste nos eventos de enchentes repentinas e inundações, que podem exacerbar a contaminação de fontes superficiais por patógenos veiculados pela água. Isso torna a população propensa a surtos de doenças de veiculação hídrica.

O procedimento para determinação e quantificação da presença de microrganismos fecais é uma atividade importante para controle da poluição e de doenças de veiculação hídrica. Ao analisar os agentes patogênicos podem-se descobrir as possíveis fontes poluidoras e minimizar os impactos gerados. Nesse sentido, para mitigar os riscos à saúde associados ao uso de águas superficiais contaminadas, deve-se identificar a qualidade microbiana da água e os fatores que

impactam a dinâmica microbiana em corpos d'água, atividade ainda pouco realizada, principalmente em países em desenvolvimento (ISLAM *et al.*, 2021).

3.3.1.1 Indicadores de poluição fecal

De acordo com a Resolução Nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005), “o controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do equilíbrio ecológico do meio ambiente e a melhoria da qualidade de vida”. Deste modo, torna-se fundamental o monitoramento dos indicadores que podem constatar a poluição das águas em áreas de drenagem, para detectar as fontes poluidoras e controlar a qualidade das águas para atender aos padrões estabelecidos pela legislação vigente (FRANÇA, 2020).

No entanto, ainda não há normas e padrões específicos de qualidade, tratamento e destino final adequado das águas pluviais ou de drenagem urbana, suas classificações são abordadas em função dos possíveis usos ou classes dos corpos d'água superficiais aos quais são destinadas, sendo os indicadores avaliados e os valores de referência definidos pela finalidade do uso, quando se tem em vista o aproveitamento, e os padrões de lançamento do corpo d'água receptor (CAMINHA, 2014).

De fato, naturalmente, não há um indicador ideal, portanto, é necessário lançar mão de outro que possua características, ao menos, próximas e que ao mesmo tempo possam apontar a presença de contaminação à saúde ambiental (HENRIQUES, 2014). É a partir deste contexto que as bactérias, como *Escherichia coli*, coliformes totais, CTT e *Enterococos*, vêm sendo mundialmente utilizadas como indicadores da qualidade microbiológica da água (FRENA *et al.*, 2019; ZHANG *et al.*, 2020; SOUEIDAN *et al.*, 2021; XU *et al.*, 2022), já que são microrganismos presentes em grande número na flora intestinal de humanos e outros animais de sangue quente, e são fáceis de serem enumerados por métodos simples de cultivo (GRIFFITH *et al.*, 2009). Tais indicadores são descritos, resumidamente, a seguir:

- *Escherichia coli*

A *Escherichia coli* é um microrganismo da microbiota normal do trato gastrointestinal humano e de animais homeotérmicos, estando presente em grandes quantidades em esgotos, efluentes, águas naturais e solos que receberam contaminação recente. Embora grande maioria das cepas da *Escherichia coli* não seja patogênica, podem ocorrer prejuízos à saúde humana pela disseminação dessa bactéria em outros órgãos. É encontrada raramente em ecossistemas

não contaminados por matéria fecal, portanto, obtendo mais representatividade que coliformes totais na avaliação da qualidade da água. Seu reconhecimento em água é de fácil constatação, com base em técnicas simples e rápidas. Sua sobrevivência é similar aos organismos patogênicos mais comuns. São essas particularidades que tornam a *Escherichia coli* um indicador ideal para avaliar os parâmetros microbiológicos de poluição fecal (MARQUEZI, 2010; ANDRADE e BARROS, 2019).

- *Enterococos*

Os *Enterococos* são organismos comensais do trato gastrintestinal de muitas espécies de animais homeotérmicos, incluindo o homem, e podem ser encontradas em muitos habitats, provavelmente devido à disseminação de excretas de animais e à alta persistência desses microrganismos no ambiente (HANCOCK e GILMORE, 2006). Essas bactérias podem tolerar uma ampla variedade de condições de crescimento, incluindo diferentes temperaturas, ambientes hipotônicos e sais biliares concentrados (HUYCKE; SAHM; GILMORE, 1998).

- Coliformes totais

Coliformes totais constituem-se em um grande grupo de bactérias de incidência em água e solos poluídos e não poluídos, representando outros organismos de vida livre, e não intestinal, inclui uma ampla variedade de gêneros, tais como *Serratia* e *Hafnia* (GUERRA *et al.*, 2006), além de gêneros não entéricos, como *Aeromonas spp.* que, por não ser específica do trato gastrintestinal, sua enumeração em águas é menos representativa em relação a CTT ou *Escherichia coli* (MACÊDO, 2005). Por esta razão não devem ser indicadores de contaminação fecal em águas superficiais (VON SPERLING, 2014).

- Coliformes Termotolerantes - CTT

A Resolução CONAMA N° 274/2000 (BRASIL, 2000), define CTT como bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes totais caracterizadas pela presença da enzima β -galactosidase e pela capacidade de fermentar a lactose com produção de gás em 24 horas à temperatura de 44-45°C em meios contendo sais biliares ou outros agentes tensoativos com propriedades inibidoras semelhantes.

Já a Resolução CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005), que dispõe sobre a classificação de corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, se utiliza dos CTT como padrão de qualidade microbiológica, determinando que as concentrações de microrganismos em águas doces não podem exceder os valores em 80% das amostras

analisadas, sendo nas classes 1, 2 e 3 para águas doces os limites máximos de 200, 1000 e 4000 CTT por 100 mL (UFC/100 mL), respectivamente.

De modo resumido, os CTT seguem a mesma definição para coliformes totais, porém, restringindo-se aos membros capazes de fermentar a lactose com produção de gás, em 24h a 44,5-45,5 °C. Este grupo de bactérias é representados por três gêneros, *Escherichia*, *Enterobacter* e *Klebsiella*, que tem sido amplamente utilizado para a avaliação da poluição fecal em zonas urbanas (UPRETY *et al.*, 2020), uma vez que, embora não sejam ordinariamente patogênicos, a sua presença indica a contaminação das águas por material fecal, como decorrência do lançamento de esgotos não tratados.

Outrossim, são capazes de sobreviver fora do corpo hospedeiro por um tempo limitado, fazendo-os, portanto, organismos indicadores ideais para testar a contaminação fecal de amostras de água (MATTHIENSEN *et al.*, 2014), e não só estão presentes em fezes humanas e de animais, mas ainda podem ser encontradas em solos, plantas ou quaisquer efluentes contendo matéria orgânica.

Porém, outra questão é que, segundo Sowah *et al.* (2020), devido às incertezas no destino e transporte de CTT na escala das bacias hidrográficas, o monitoramento, por si só, não pode fornecer a resolução espacial e temporal necessária para informar às autoridades e aos órgãos regulatórios; identificar as principais causas da contaminação fecal é um desafio devido à variedade e distribuição das fontes de poluição (KONDO *et al.*, 2021).

Isso reforça a necessidade de adoção de sistemas de gerenciamento que possam monitorar e controlar a poluição fecal no meio urbano. Assim, surgem como soluções para esses casos as ferramentas de modelagem e simulação, que possuem uma abordagem mais rápida e econômica para entender o destino e o transporte dos organismos indicadores fecais em nível de bacia hidrográfica. Dessa forma, a modelagem, quando em conjunto com observações de campo e experimentos de laboratório, fornecem informações de apoio à decisão preditiva para uma gestão sustentável e eficaz do saneamento básico.

3.4 MODELAGEM DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE SISTEMAS DE DRENAGEM

A gestão da quantidade e qualidade de águas pluviais para regiões urbanas é uma tarefa complexa, que se tornou uma questão ambiental cada vez mais importante para os ecossistemas urbanos. Requer o monitoramento e análise dos constituintes que entram no sistema, e posterior

implementação de medidas preventivas (TSIHRINTZIS e HAMID, 1997). Entretanto, apesar de eficazes, campanhas de monitoramento extensas nem sempre são viáveis, devido à disponibilidade de recursos e às incertezas associadas (ZAKIZADEH *et al.*, 2022).

Ademais, a diversidade dos poluentes lançados nos ecossistemas aquáticos em conjunto com as exigências, cada vez mais restritivas, para a qualidade da água, demandam ações mais efetivas dos órgãos gestores dos recursos hídricos, refletindo na busca por métodos de avaliação mais eficientes e fidedignos com a situação real dos corpos hídricos (SOARES, 2018), que possibilitem dar respostas rápidas e de baixo custo no que se refere à qualidade dos escoamentos superficiais e que envolvam os estágios de desenvolvimento de um ecossistema urbano (GOMES, 2014).

Em tal situação, a modelagem computacional é uma ferramenta útil, que permite a integração de dados físicos, hidrológicos e qualitativos, considerando a heterogeneidade do ambiente urbano (PEREIRA e NETO, 2020), que utiliza recursos de dados limitados e pode simular intervalos de tempo além do período de monitoramento (VEZZARO e MIKKELSEN, 2012). Assim dizendo, modelagem consiste em representar a realidade de forma simplificada e generalizada, do que se afigura como sendo as características mais importantes de uma situação do mundo real (LEE, 1973).

Os modelos matemáticos são definidos, pela USEPA, como um sistema de expressões matemáticas que descrevem a distribuição espacial e temporal dos constituintes da qualidade da água resultantes da advecção oriunda do escoamento e de um ou mais processos individuais e interações dentro de algum protótipo de ecossistema aquático (USEPA, 1999 *apud* SOARES, 2018). Von Sperling (2014) acrescenta que os modelos matemáticos são compostos por: uma estrutura teórica, representada por equações matemáticas; valores numéricos dos parâmetros (coeficientes) das equações; e dados de entrada e de saída, frequentemente compreendendo observações/medições de campo ou de laboratório, e relacionando fatores externos com a resposta do sistema.

Logo, a modelagem da qualidade da água é um instrumento que tem como principal característica a simplificação dos fenômenos naturais que ocorrem nos corpos d'água, viabilizando, deste modo, a descrição e quantificação do fenômeno de autodepuração por meio de equações matemáticas (VON SPERLING, 2007).

Isto posto, modelos hidrológicos e de qualidade da água estão sendo, cada vez mais, usados para determinar os impactos do manejo da terra, uso da terra, clima e práticas de

conservação sobre recursos hídricos, ecologia e serviços ecossistêmicos relacionados à água (MORIASI *et al.*, 2015). Os objetivos finais da modelagem da qualidade da água urbana são: caracterizar o escoamento urbano, fornecer subsídios para a análise de precipitação, determinar a dimensão apropriada de estruturas de controle, realizar a análise de indicadores de qualidade e fornecer informações para avaliação do custo-benefício (MEDEIROS, 2021).

Nesse contexto, os modelos hidrológicos e de qualidade de água vêm sendo desenvolvidos para prever o impacto da urbanização e do uso e ocupação do solo na qualidade e quantidade da água, pois todos os processos que ocorrem na bacia hidrográfica produzem alterações ou impactos na água que escoam para os corpos hídricos, a compreensão desses processos é essencial para dar respostas aos diferentes usos e a sustentabilidade ambiental (TUCCI, 2005).

Atualmente, os modelos hidrológicos apresentam diversas aplicações na representação do comportamento de bacias hidrográficas. Essas aplicações variam conforme o contexto e objetivo de cada estudo. No entanto, a maior parte dos trabalhos encontrados na literatura utilizam esses modelos para estimar o escoamento superficial em bacias hidrográficas por meio de simulações do tipo chuva-vazão; na simulação de outros componentes do ciclo hidrológico, tais como evapotranspiração, escoamento subterrâneo e glacial; na modelagem de processos erosivos; e na simulação da produção e transporte de poluentes por meio do escoamento superficial (BREWER *et al.*, 2018). Em geral, a qualidade da água é modelada com menos frequência em comparação com a modelagem hidrológica. Isso se deve ao fato de que os dados de qualidade da água estão menos disponíveis do que os dados hidrológicos (ECKART; MCPHEE; BOLISSETTI, 2017).

Sobretudo, quando se leva em consideração a modelagem baseada em processos da qualidade microbiana da água é ainda mais escassa, particularmente nos países em desenvolvimento (ISLAM; SOKOLOVA; HOFSTRA, 2018). Para mitigar a contaminação fecal das águas superficiais, é essencial o conhecimento sobre o destino e transporte microbiano, a influência de diferentes processos e a contribuição de diferentes fontes para a contaminação total (ROCHELLE-NEWALL *et al.*, 2015; SOKOLOVA *et al.*, 2015).

A maneira convencional de usar esses modelos de qualidade da água na gestão da poluição é vincular a fonte de poluição a montante com as consequências a jusante. As estratégias de gestão da qualidade da água, portanto, envolvem um conjunto complexo de decisões interdisciplinares baseadas na mudança das características da qualidade da água, onde a determinação da relação complexa entre as fontes de poluição das águas superficiais e a

qualidade da água pode ser melhor representada por modelos de qualidade da água (RAJ *et al.*, 2007).

Sendo assim, a modelagem da qualidade da água de sistemas de macrodrenagem, objeto deste estudo, ao representar os cursos d'água de forma simplificada, auxilia na interpretação e na previsão das condições de qualidade ambiental do sistema em uma dada situação. A utilização dos modelos de qualidade da água, juntamente com dados de campanhas de monitoramento dos parâmetros de qualidade, pode auxiliar no planejamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica, pois os modelos oferecem maior flexibilidade e menor custo do que se alcançaria apenas com o monitoramento, em relação à distribuição espacial e temporal da informação gerada. Ao simular cenários futuros de desenvolvimento da bacia, a modelagem da qualidade da água é uma ferramenta que pode oferecer informações úteis para o gerenciamento da bacia (SILVA, 2014).

3.4.1 Modelos de qualidade de água

Os modelos se difundiram cada vez mais ao longo do tempo tanto em virtude do desenvolvimento científico, quanto do desenvolvimento tecnológico que, atualmente, permite um nível de sofisticação relativamente alto e acessível. Isso permite o aperfeiçoamento dos modelos hidrológicos, para que ademais da simulação das taxas de fluxo de água nas bacias, também sejam incorporados outros fenômenos além daqueles puramente hidrológicos e hidráulicos, como o transporte de poluentes carregados pelo movimento das águas (TÁVORA, 2017; TSUJI, 2018).

Segundo Brewer *et al.* (2018) uma extensa gama de modelos hidrológicos está disponível para pesquisadores para examinar processos em diferentes escalas espaciais e temporais. No entanto, uma barreira potencial para a aplicação bem-sucedida desses modelos é a infinidade de plataformas disponíveis, que desafiam os cientistas na tentativa de identificar a ferramenta mais adequada para um sistema ou questão. Além disso, entender o potencial de simulação (ou seja, benefícios e limitações) dos modelos é essencial para o gerenciamento holístico de recursos envolvidos em problemas ambientais, visto que, os resultados diferem com base nos objetivos do estudo e no tipo de ambiente que está sendo simulado (WANG *et al.*, 2013; CHINYAMA *et al.*, 2014).

Thomman e Mueller (1987) definem modelos de qualidade de água como ferramentas matemáticas baseadas nas leis de conservação da massa, que têm como aspecto fundamental o

balanço de massa, contabilizando todas as entradas e saídas do sistema, juntamente com todos os processos que ocorrem no mesmo. Para tanto, existem diferentes tipos de modelos de qualidade de água, vinculados a objetivos distintos (como modelos de lagos, estuários ou rios) e envolvendo vários graus de complexidade (SILVA, 2014).

De modo geral, esses modelos são classificados segundo: o objetivo da modelagem (simulação, otimização e decisão); os tipos de variáveis utilizadas (estocásticas ou determinísticas); o tipo de relação entre as variáveis (empíricos ou conceituais); a forma de representação dos dados (discretos ou contínuos); a existência ou não de relações espaciais (concentrados ou distribuídos); e a existência de dependência temporal (estáticos ou dinâmicos) (RENNÓ e SOARES, 2000).

Até a década de 1960 a modelagem da qualidade da água numa bacia hidrográfica era realizada de forma concentrada, considerando as alterações locais devido às cargas pontuais de poluição (CHAPRA, 1997). Com o avanço dos sistemas computacionais, atualmente é possível realizar uma análise com um sistema distribuído no espaço.

Os modelos concentrados, em geral, visam obter resultados médios representativos de toda a bacia, já os modelos distribuídos buscam a representação dos processos em cada elemento de área que compõe a bacia. Quando se busca estudar a heterogeneidade espacial dos fenômenos em uma bacia hidrográfica, a melhor opção são os modelos distribuídos (SILVA, 2014). Consoante Von Sperling (2007), os modelos distribuídos, ou modelos de parâmetros distribuídos, são aqueles nos quais as variações nas quantidades dos constituintes são funções contínuas do tempo e do espaço.

A primeira representação matemática dos processos que envolvem a resposta dos corpos d'água superficiais ao lançamento de efluentes foi efetuada formalmente em 1925 por Streeter e Phelps, para estimarem a concentração da Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO e do Oxigênio Dissolvido – OD nos rios (THOMANN e FITZPATRICK, 1982). Modelos capazes de simular a qualidade e a quantidade de águas pluviais surgiram no início dos anos 1970 (BACH *et al.*, 2014), e foram desenvolvidos principalmente por agências do governo dos EUA, como a USEPA.

Desde então, vários modelos foram criados como alternativas a diferentes problemas relacionados à qualidade da água. Dentre esses modelos, Silva (2014) destaca: o *Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model* – STORM (HEC, 1977), o QUAL2E (BROWN e BARNWELL, 1987), o *Hidrological Simulation Program Fortran* – HSPF (BRICKNELL *et*

al., 1997), o *Soil and Water Assessment Tool* – SWAT (NEITSH *et al.*, 2005), SisBAHIA (ROSMAN, 2001), o *Pollutant Loading Application* – PLOAD (EPA, 2001), Modelo de Grandes Bacias com o módulo de qualidade – MGBq (LARENTIS, 2004), o *Long-Term Hydrologic Impact Assessment* – L-THIA, o QUAL2K (CHAPRA e PELLETIER, 2006), o QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007), o SIAQUA-IPH (FAN, 2013), o SAD-IPH (KAYSER e COLLISHONN, 2013) e o SWMM, melhor descritos no Quadro 2.

Quadro 2. Descrição dos principais modelos de qualidade de água.

Modelos	Descrição
STORM	Apresentado em 1973 pela <i>Water Resources Engineers Inc.</i> - WRE, é um modelo contínuo de simulação da quantidade e da qualidade da água em sistemas urbanos (COLLODEL, 2009); que pode ser usado para calcular volumes e profundidade de escoamento, fluxos de clima seco, sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, DBO, coliformes totais, entre outros (YANG e WANG, 2010).
QUAL2E (ou Q2E)	Desenvolvido pela USEPA em 1985, é capaz de representar o transporte de poluentes na bacia através de um balanço de massa, de forma concentrada no canal e com escoamento permanente, ou seja, assume que a água do reservatório esteja completamente misturada; é estável, unidimensional, abrangente e versátil (YANG e WANG, 2010); bem como pode utilizar simultaneamente vários parâmetros que caracterizam a qualidade da água, considerando as fontes pontuais e difusas (KAYSER <i>et al.</i> , 2017).
HSPF	Desenvolvido pela USEPA, é utilizado quando há dados horários disponíveis na bacia; assim como o SWAT, por possuir uma base física mais consistente, requer uma grande quantidade de informação, como as características físicas e valores de cargas pontuais de poluição geradas na bacia e uma série de dados climáticos (SILVA, 2014).
SWAT	Modelo físico desenvolvido pelo <i>US Department of Agriculture, Agricultural Research Service</i> (USDA - ARS) no início da década de 1990 (NEITSCH <i>et al.</i> , 2005); que opera de modo contínuo, com vistas à análise dos impactos de longo prazo relativos às práticas de manejo agrícola sobre os recursos hídricos e sobre a produção de sedimentos e poluentes, em bacias complexas e com grandes áreas; como limitações citam-se a divisão de bacias maiores em unidades de respostas hidrológicas, gerando grande quantidade de arquivos de entrada, de difícil manipulação, não obtenção dos parâmetros das equações através dos dados utilizados e não simulação de inundações em termos de eventos específicos (YANG e WANG, 2010; NEITSCH <i>et al.</i> , 2005; SHOEMAKER <i>et al.</i> , 2005).
PLOAD	Ferramenta analítica para estimativa da poluição por fontes difusas, desenvolvido pela USEPA; é implementado em um ambiente de sistema de informações geográficas (SIG) e é capaz de realizar a modelagem da poluição difusa que ocorre em razão do escoamento superficial, principalmente durante o período chuvoso, que deteriora a qualidade da água dos mananciais, sobretudo pela lixiviação dos nutrientes advindos dos adubos usados nas plantações; tem como vantagem em relação aos demais modelos distribuídos o fato de requerer como dados de entrada apenas o mapa de uso do solo, a delimitação da bacia, os valores de concentração média de poluentes por evento e valores médios anuais de precipitação (SILVA, 2014).
L-THIA	Desenvolvido pela Universidade de Purdue, em Indiana, Estados Unidos; é um modelo integrado com o Sistema de Informações Geográficas <i>Arctview</i> na forma de extensão, e destina-se a quantificar alterações no escoamento superficial e nas cargas difusas de poluição, decorrentes das mudanças de uso e ocupação do solo; partindo de relações empíricas entre precipitação e escoamento superficial, determina-se o efeito das mudanças no uso e ocupação do solo sobre as alterações do volume de escoamento superficial (APRÍGIO, 2012).
QUAL2K	Modelo distribuído desenvolvido pela USEPA, para simular as condições hidrológicas e de qualidade de água de pequenos rios quando os dados de entrada são confiáveis; se baseia no QUAL2E, mas com avanços; considera a concentração do poluente homogênea numa mesma seção transversal (CHAPRA e PELLETIER, 2006).
QUAL-UFMG	É uma ferramenta de modelagem, desenvolvido em planilhas, que tem como objetivo possibilitar a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2E (VON SPERLING, 2007).
SWMM	Desenvolvido, pela primeira vez, em 1971, pela USEPA, sofreu várias atualizações importantes, desde então (ROSSMAN, 2015); na esfera da drenagem urbana, é um dos mais utilizados (JAMES; ROSSMAN; JAMES, 2010), uma vez que pode ser utilizado no planejamento, análise e projetos relacionados: escoamento de águas pluviais; esgotos combinados; esgotos sanitários e em outros sistemas de drenagem urbana ou não-urbana, e pelo fato de ser um modelo dinâmico de simulação chuva-vazão utilizado tanto para um evento único, quanto para eventos contínuos.

Pelo fato do SWMM ser um modelo de livre acesso, de domínio público, disponibilizado gratuitamente pela USEPA, possibilitando simular águas de drenagem pluvial tanto em aspectos quantitativos, quanto qualitativos, e que ainda precisa ser avaliado a respeito da possibilidade de se representar satisfatoriamente indicadores microbiológicos, adotou-se como ferramenta de análise neste estudo.

3.4.1.1 *Storm Water Management Model – SWMM*

O SWMM, desde seu desenvolvimento, passou por diversas atualizações, além de possuir várias versões em diversos idiomas. A última revisão do SWMM – versão 5.1.012 – foi produzida pelo Laboratório Nacional de Gestão de Riscos, pertencente à USEPA, em 30 de março de 2017, em parceria com a CDM-Smith. Nessa versão, o modelo teve seu mecanismo completamente reescrito, com uma nova interface gráfica do usuário, algoritmos e novos recursos adicionados, como a modelagem LID (CAMELO, 2019).

O modelo é dividido em módulos, possibilitando estudos de aspectos de hidrologia urbana e na determinação de ciclos de qualidade de água (CARVALHO, 2011). Esses módulos computacionais são os responsáveis pelas rotinas de cálculo dos processos de transformação chuva-vazão, propagação na rede, cargas de poluentes e simulação de estruturas de controle do escoamento (MELLER, 2004). São esses módulos (USEPA, 2012):

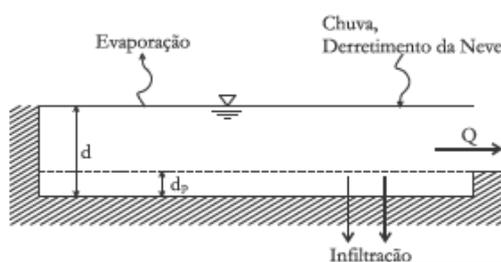
- Atmosfera: de onde a precipitação cai e poluentes são depositados no compartimento superfície do solo, as entradas deste compartimento, são os dados de precipitação;
- Superfície do solo: é representado por uma ou mais sub-bacias e recebe a precipitação na forma de chuva ou neve, as saídas desta bacia são na forma de infiltração para o compartimento de águas subterrâneas ou escoamento superficial e cargas de poluentes para o compartimento transporte;
- Águas subterrâneas: recebe a infiltração da superfície do solo, e transfere uma porção para o compartimento transporte;
- Transporte: contém uma rede de elementos de transporte e unidades armazenamento/tratamento que escoam as águas para o exutório ou estações de tratamento, as entradas deste compartimento são: escoamento superficial, fluxos de águas subterrâneas ou hidrogramas definidos, sendo o transporte modelado através de nós e ligações.

De forma geral, o SWMM é um modelo dinâmico chuva-vazão, capaz de simular a quantidade e a qualidade da água superficial, especialmente em áreas urbanas, com possibilidade de aplicação em um único evento chuvoso ou para uma simulação contínua de longo prazo. O SWMM acompanha a evolução do escoamento superficial e cargas poluidoras dentro de cada uma das sub-bacias assim como as informações de vazões, altura de escoamento e qualidade de água em cada canal/conduto (ROSSMAN, 2015), apresentando uma flexibilidade na divisão da área de estudo a ser representada (discretização), o que permite uma maior aproximação com a realidade (SASAKI, 2021).

A rotina de cálculos utilizada pelo SWMM é governada pelo princípio da conservação de massa e equações de quantidade de movimento para escoamento gradualmente variado não permanente, como as equações de Saint-Venant, possibilitando que o usuário escolha um modelo para resolver estas equações com diferentes níveis de sofisticação, são eles: Fluxo em regime permanente; Onda cinemática; e Onda dinâmica (TSUJI, 2018).

As simulações quantitativas feitas por meio do SWMM são realizadas de acordo com o modelo conceitual apresentado pela Figura 6 e são possíveis após o fornecimento dos dados de entrada, que descrevem o comportamento real da bacia hidrográfica, como a declividade, a porcentagem de área permeável, comprimento, localização e dimensões da seção do canal, dados da precipitação pluviométrica, entre outros (RONQUIM, 2014).

Figura 6. Modelo conceitual do fenômeno do escoamento utilizado pelo SWMM.



Fonte: Rossman (2015).

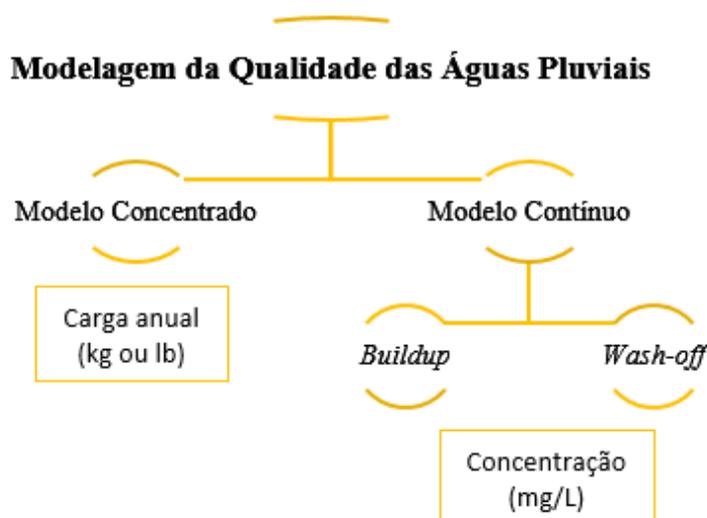
Assim, cada sub-bacia é considerada como um reservatório não-linear, em que o fluxo de entrada resulta da precipitação e do escoamento de sub-bacias a montante, e o fluxo de saída consiste na infiltração, evaporação e escoamento superficial. A capacidade deste “reservatório” não-linear é o valor máximo do armazenamento em depressões, que é o valor máximo armazenável à superfície por alagamento, encharcamento e interceptação (ROSSMAN, 2015).

Para além da modelação da precipitação e escoamento superficial, este programa permite estimar a evolução de qualquer tipo de cargas poluentes associadas a este tipo de escoamento e à qualidade da água previamente definida pelo utilizador. Desta forma, a modelação poderá ter em conta a acumulação do poluente durante o tempo seco e contribuição direta decorrente da própria chuva, lixiviação do agente poluente como função do tipo de uso do solo, redução da poluição devido à limpeza da rua, redução da carga de poluentes arrastados pela enxurrada com resultado de BMPs e redução da concentração do poluente devido ao tratamento ou processos naturais nos coletores e condutas (MARTINS, 2012).

A modelagem da qualidade da água nos trechos de canalização e nos nós indica que esses elementos se comportam como reatores de mistura completa, porém, um reator de fluxo pistão retrataria melhor a realidade, uma vez que as cargas poluentes tendem a não se misturar, comportando-se como um pistão. A concentração de um constituinte no fim de uma etapa é encontrada realizando-se o balanço de massa, integrando-se a equação da conservação de massa, com valores médios para as quantidades que variam com o tempo, tal como a vazão e o volume da canalização (GOMES, 2014).

Cabe salientar que, no SWMM a modelagem da qualidade das águas pluviais pode ser realizada utilizando-se a definição de modelo concentrado ou distribuído no tempo (modelo contínuo), como demonstrado na Figura 7, pela ocorrência de dois processos denominados de “*buildup*” e “*wash-off*” que, traduzidos ao português, correspondem, respectivamente, ao acúmulo e à lavagem de poluentes das superfícies urbanas.

Figura 7. Abordagem da modelagem da qualidade das águas pluviais e subdivisões.



Fonte: Adaptado de Menezes Filho (2014).

Em síntese, o modelo concentrado estima a carga de poluição (quilogramas ou libras) gerada em uma bacia hidrográfica em um período, seja mês ou ano. Já o modelo distribuído no tempo, expressa os resultados em concentração de poluentes (mg/L) (MENEZES FILHO, 2014). A modelagem distribuída no tempo abrange os dois processos *buildup* e *wash-off* que utilizam equações empíricas (AKAN e HOUGHTALEN, 2003).

O modelo apresenta diversas aplicações, sendo bastante utilizado no dimensionamento do sistema de drenagem urbana, para controle de alagamentos, na proteção da qualidade das águas pluviais, no mapeamento de áreas inundáveis, na análise do efeito de medidas compensatórias e na avaliação dos efeitos causados pelas entradas de esgoto e de outras fontes poluidoras pontuais no sistema de águas pluviais (FRANÇA, 2020). Nesse sentido, Tsuji (2018) acrescenta que o SWMM é bastante difundido e utilizado tanto no Brasil quanto no mundo, o qual apresenta vantagem ao possibilitar simulações por evento, o que é de grande importância devido à baixa disponibilidade de séries históricas de chuva-vazão nas redes de drenagem no Brasil.

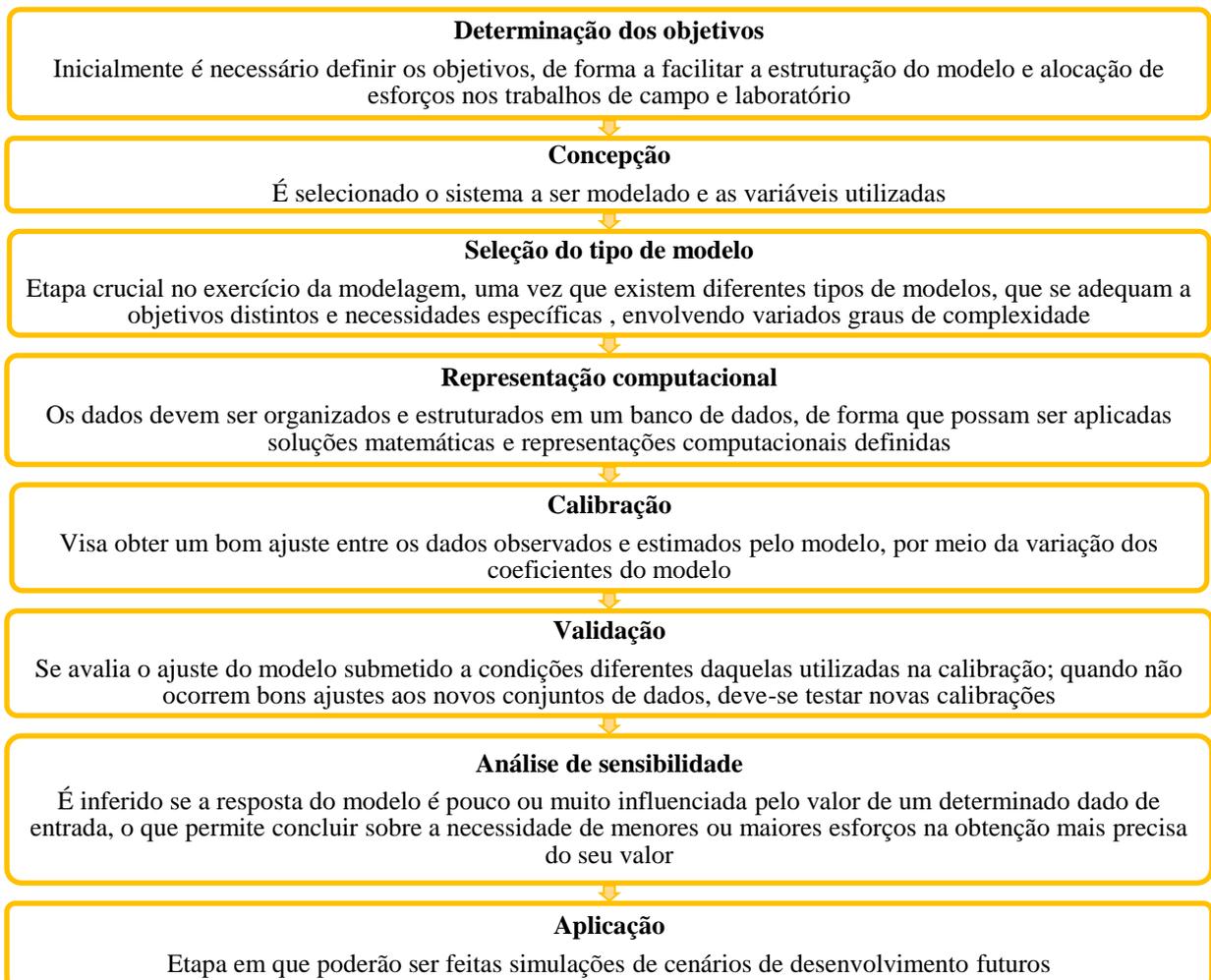
Gomes (2014) ressalta que pesquisas envolvendo a qualidade dos deflúvios superficiais são relativamente recentes na hidrologia urbana, constituindo-se em mudança de paradigma, no sentido de focar a qualidade juntamente com a quantidade e a mitigação das inundações. O objetivo principal desse ramo científico é o de propiciar o conhecimento da dinâmica das interações entre as atividades de desenvolvimento, ocupação e uso do espaço urbano com a qualidade ambiental, a qualidade de vida da população, com o enfoque da água pluvial como recurso hídrico (RIGHETTO *et al.*, 2009).

Com base nas revisões realizadas nos modelos de águas pluviais por Elliott e Trowsdale (2007), e Jayasooriya e Ng (2014), o modelo SWMM tem sido eficaz na simulação de qualidade e quantidade de águas pluviais. No entanto, a acessibilidade de dados adequados é limitada, especialmente para áreas urbanas, e, como consequência, a parametrização do modelo é dificultada; logo, a calibração e validação do modelo são necessárias (MULETA *et al.*, 2012). Em vista disso, a aplicação adequada e bem-sucedida de um modelo hidrológico só pode ser alcançada através da calibração eficiente dos parâmetros do modelo (BARNHART *et al.*, 2017).

3.4.2 Etapas de uma modelagem

A fim de conceber modelo torna-se essencial organizar uma estrutura capaz de descrever as etapas do modelo. Na literatura são encontrados fluxos de atividades que descrevem as etapas necessárias para a modelagem, detalhadas na Figura 8.

Figura 8. Processo de modelagem.



Fonte: Adaptado de Christofletti (1999) e Von Sperling (2007).

3.4.2.1 Calibração

Medeiros (2021) expõe que a incerteza associada a qualquer ferramenta de modelagem deve ser considerada, porém, é um atributo que não pode ser evitado e que pode ter um impacto significativo sobre a precisão dos resultados. No entanto, a incerteza pode ser reduzida a certo nível através da calibração e validação dos resultados do modelo, sempre que os dados estão disponíveis.

A calibração consiste na estimativa dos parâmetros do modelo por comparação com previsões (saídas), para um determinado conjunto de condições assumidas, com dados observados para as mesmas condições, sendo, portanto, uma parte essencial do desenvolvimento de qualquer modelo e visa obter um bom ajuste entre os dados medidos em campo (MORIASI *et al.*, 2007; SOARES, 2018).

3.4.2.2 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade é o estudo de como um modelo responde, quantitativa e qualitativamente, a diferentes variações nas informações que o alimenta (SARMENTO, 2010). Por conta disso, tem-se uma melhor compreensão sobre quais parâmetros de entrada exercem maior efeito sobre as saídas do modelo, permitindo identificar aqueles que podem ter influência significativa sobre simulações do modelo referentes aos dados observados (SILVA, 2013).

Desse modo, constitui uma ferramenta importante para investigar modelos matemáticos, pois permite determinar o grau de mudança na resposta do modelo a mudanças nos parâmetros de entrada e, assim, determinar a força da relação entre entradas incertas e saída. Isso é essencial para reduzir o número de variáveis com menor influência na resposta do modelo e se esforçar para minimizar as incertezas das entradas com relações mais fortes com a resposta do modelo (SZELAG *et al.*, 2022).

Além disso, cada bacia possui comportamentos peculiares que interferem na sensibilidade dos parâmetros fazendo-se necessário um estudo particular para cada local de aplicação do modelo hidrológico (VAN GRIENSVEN *et al.* 2006).

4 METODOLOGIA

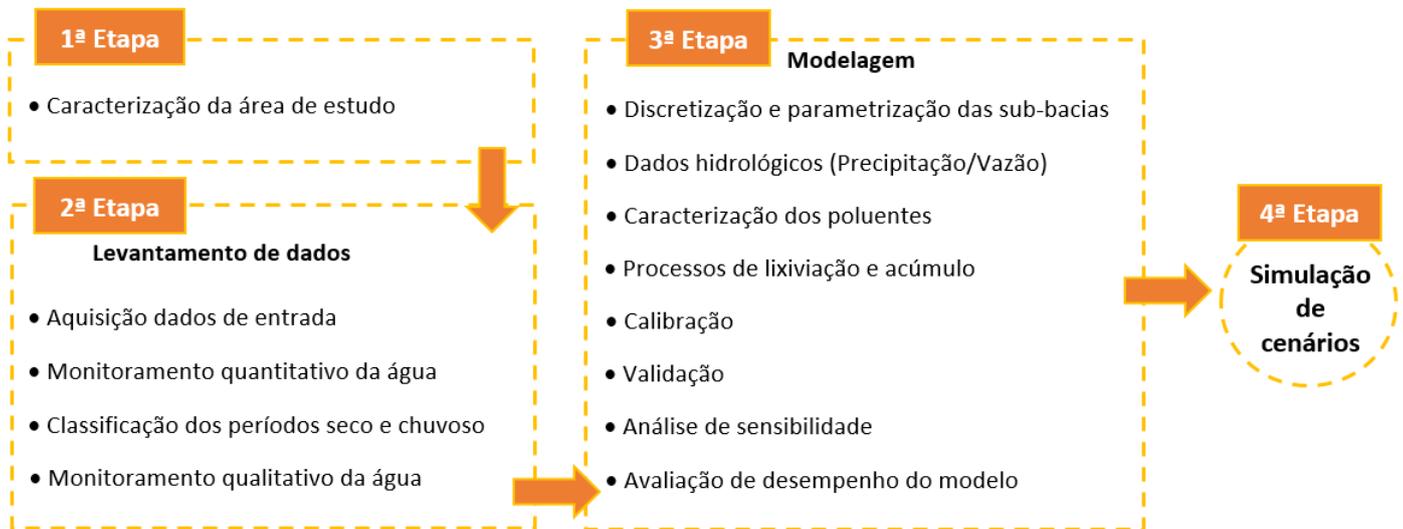
Esta pesquisa está inserida em um contexto de um estudo mais amplo que já vem sendo desenvolvido desde 2014 pelo Grupo de Pesquisa de Saúde Ambiental da UFCG e da UEPB. Dessa forma, visa complementar o diagnóstico a respeito da qualidade das águas dos sistemas de drenagem da cidade de Campina Grande - PB. O Quadro 3 apresenta os principais estudos realizados na cidade de Campina Grande, no âmbito da qualidade de águas de drenagem urbana.

Foi realizada em 4 etapas metodológicas, que compreendem a caracterização da área de estudo, o levantamento de dados, a modelagem e as simulações dos cenários propostos (Figura 9).

Quadro 3. Estudos realizados nos sistemas de drenagem de Campina Grande - PB.

Autor (Ano de publicação)	Contribuição
Henriques (2014)	Distribuição da contaminação fecal em águas de drenagem afluentes do canal do Prado, Campina Grande - PB.
Freire (2014)	Análise do sistema separador absoluto no âmbito da drenagem pluvial da cidade de Campina Grande - Estudo de caso do Canal das Piabas.
Caminha (2014)	Degradação da qualidade da água do sistema de drenagem de sub-bacias urbanas de Campina Grande – Paraíba.
Camelo (2019)	Modelagem da poluição difusa em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas.
Vidal (2019)	Avaliação da poluição difusa no sistema de macrodrenagem de Campina Grande-PB.
França (2020)	Aplicação de técnicas de desenvolvimento de baixo impacto no controle da poluição de águas em sistemas de drenagem urbana.
Costa Filho (2020)	Metodologia de apoio à gestão de qualidade de águas pluviais da macrodrenagem urbana em áreas de arranjos populacionais médios.
Sasaki (2021)	Avaliação da aplicação de técnicas de baixo impacto no desenvolvimento de bacias urbanas em região semiárida do Nordeste do Brasil.
Medeiros (2021)	Modelo conceitual para gestão de águas de drenagem urbana em regiões semiáridas.

Figura 9. Estrutura metodológica para a realização da pesquisa.

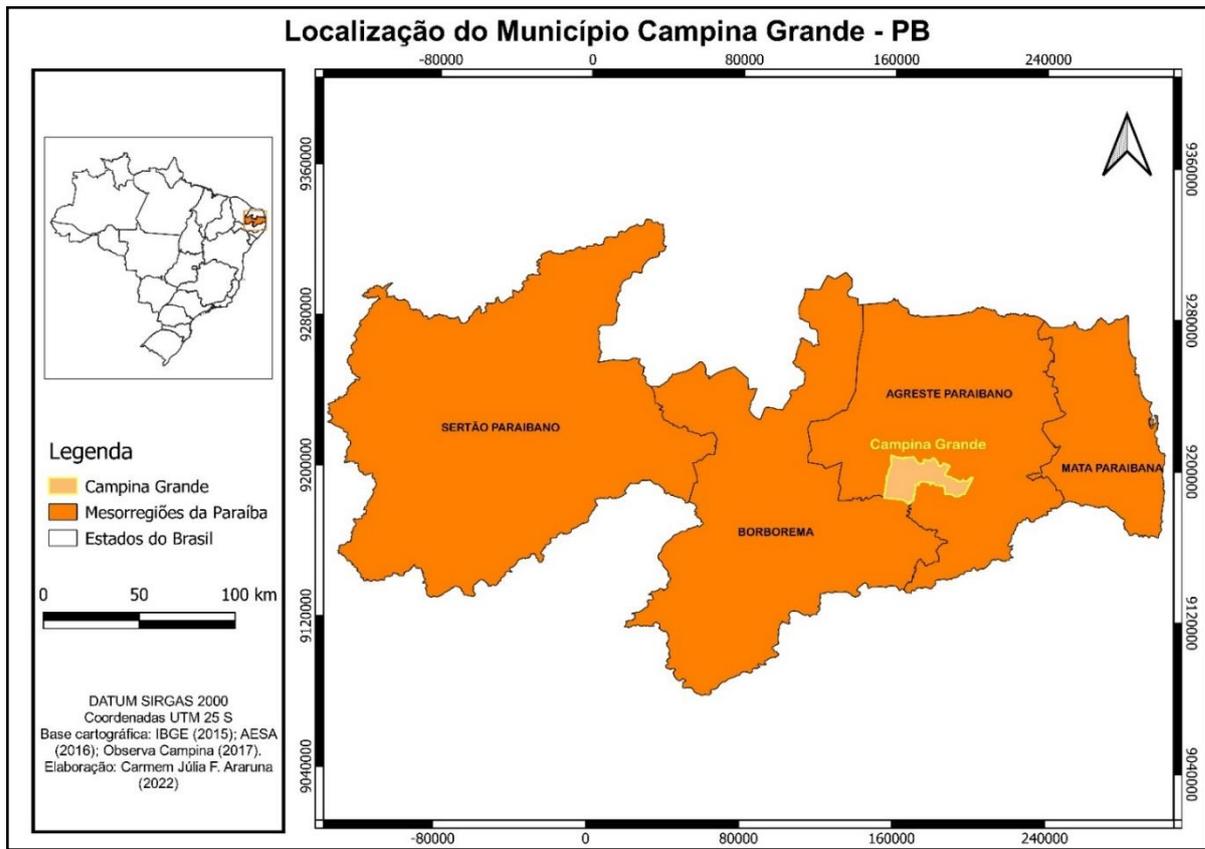


4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada na cidade de Campina Grande, sede do município homônimo. Localizado no estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil, o município de Campina Grande situa-se na Microrregião de Campina Grande, pertencente à Mesorregião do Agreste Paraibano (Figura 10). Está localizada a 560 m de altitude média, acima do nível do mar, com coordenadas geográficas de 7° 13' 50" latitude Sul e 35° 52' 52" longitude Oeste do meridiano de Greenwich (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2010).

Campina Grande possui uma área territorial de 591,658 km², 42,92 km² de área urbana cujo perímetro urbano tem aproximadamente 90 km² e concentra 95% do total da população do município (IBGE, 2022). De acordo com dados demográficos do IBGE (2022), nos últimos 40 anos, a população praticamente dobrou, e teve taxa de crescimento populacional urbano de aproximadamente 18% entre 1991 e 2010, com uma população estimada para 2021 de aproximadamente 413 mil habitantes, apresentando, dessa forma, um crescimento populacional expressivo. O crescimento populacional urbano de Campina Grande provocou mudanças na organização do espaço urbano, devido à falta de um planejamento adequado (OLIVEIRA, 2019).

Figura 10. Localização geográfica do município de Campina Grande nas Mesorregiões da Paraíba.

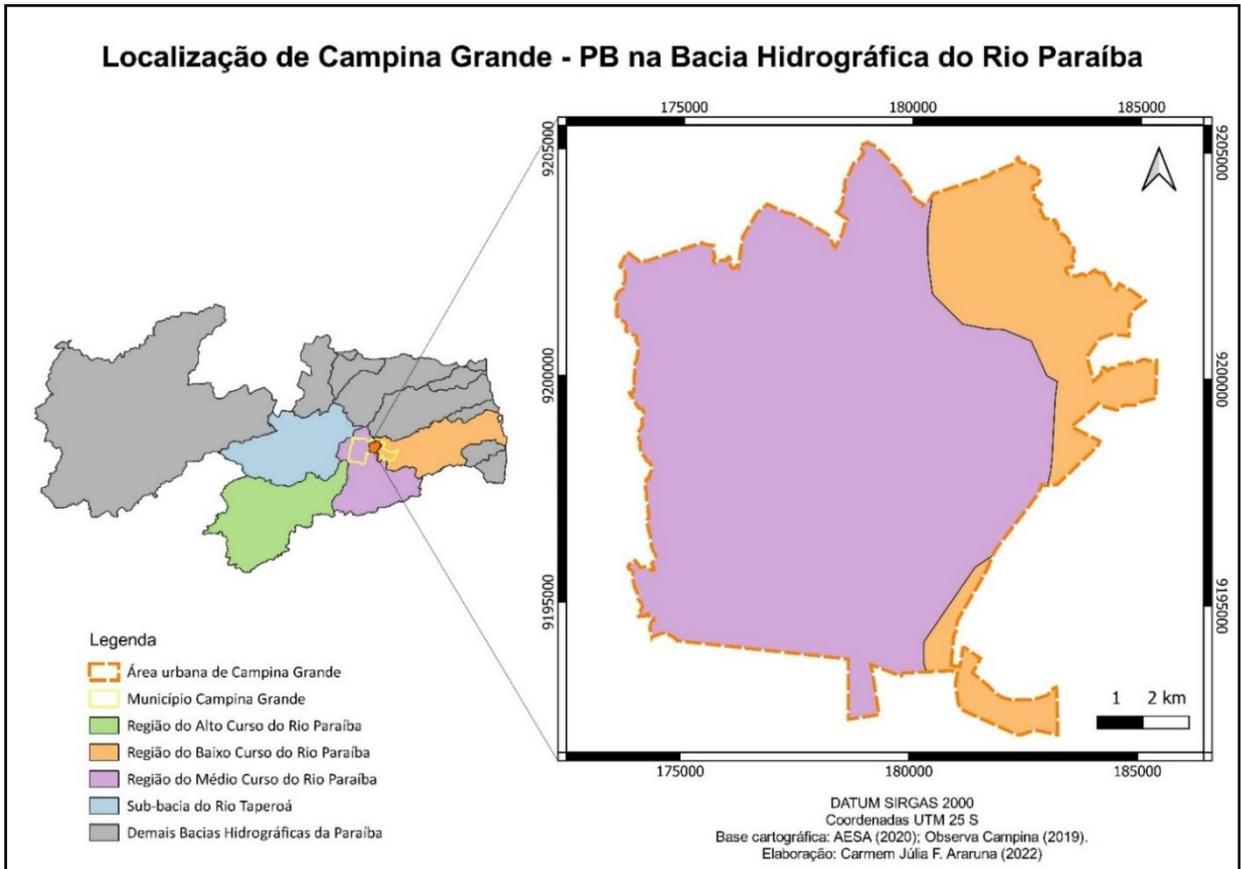


Fonte: Autora (2022).

A cidade de Campina Grande está inserida na bacia hidrográfica do Rio Paraíba, entre as regiões do Médio e Baixo Cursos, Figura 11. Segundo a Agência Executiva de Gestão das Águas - AESA (2018), esta bacia hidrográfica apresenta uma área de 20.071,83 km² e é considerada uma das mais importantes bacias do semiárido nordestino, por apresentar grande extensão geográfica e diversidades físicas e climáticas. Campina Grande apresenta rios perenes, baixo potencial de água subterrânea e dois açudes urbanos, Açude de Bodocongó e Açude Velho (CAMPINA GRANDE, 2014).

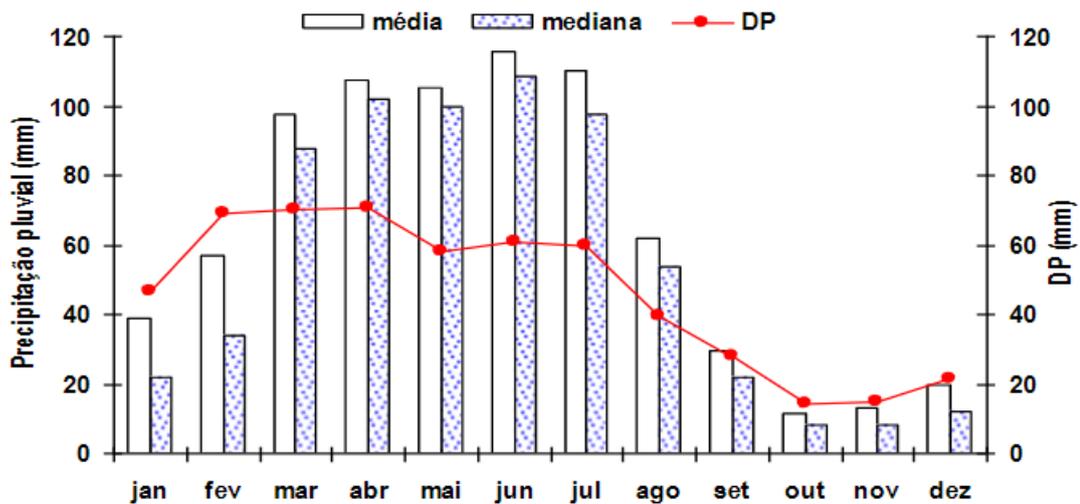
O clima, de acordo com a classificação climática de Köppen, é do tipo tropical chuvoso (A), megatérmico, com temperatura média de 22,9 °C, média anual de precipitação pluvial superior a 700 mm e estação chuvosa entre outono e inverno. Através do modelo de distribuição da chuva de Campina Grande (Figura 12), observa-se que as médias mensais da precipitação são extremamente irregulares ao longo do ano, com Desvios Padrão - DP superando as médias aritméticas dos meses de setembro a fevereiro (GALVANI e ALMEIDA, 2021). Nos meses de março a julho ocorrem chuvas superiores a 80 mm, com precipitação máxima no mês de junho.

Figura 11. Localização da área urbana de Campina Grande na bacia hidrográfica do Rio Paraíba.



Fonte: Autora (2022).

Figura 12. Distribuição das médias mensais da média, mediana e desvio padrão da chuva em Campina Grande, PB. Período: de janeiro de 2011 a dezembro de 2020.



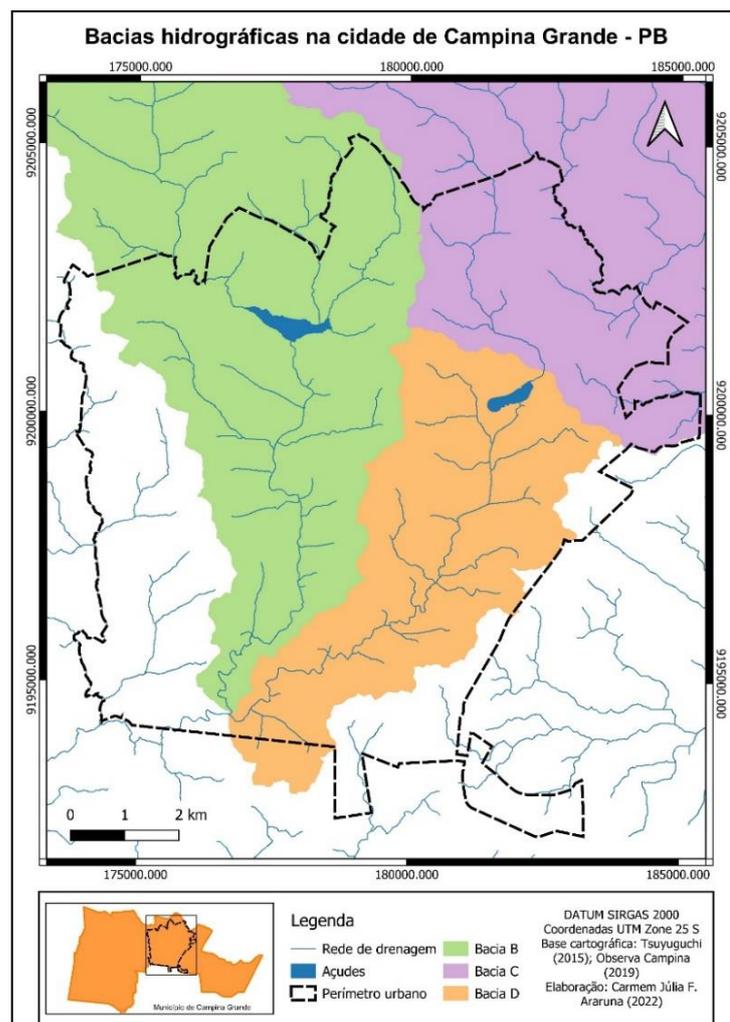
Fonte: Galvani e Almeida (2021).

Com relação aos serviços de saneamento básico, os mesmos são prestados por empresas públicas e empresas terceirizadas. Os serviços de abastecimento de água e esgotamento

sanitário são realizados pela Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, os de limpeza urbana e manutenção da rede de drenagem urbana são de responsabilidade da Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente – SESUMA, e os de coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos e de resíduos de serviços de saúde são efetuados pela SESUMA e por empresas terceirizadas (CAMPINA GRANDE, 2014).

De acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico (CAMPINA GRANDE, 2014), o perímetro urbano de Campina Grande é formado por três principais bacias de drenagem, denominadas de bacias “B”, “C” e “D”. A Bacia do Riacho do Bodocongó – bacia B (subdividida em 16 sub-bacias), localizada na zona oeste da cidade, a Bacia do Riacho das Piabas - bacia C (subdividida em 13 sub-bacias), localizada nas zonas norte e leste e a Bacia do Riacho do Prado - bacia D (subdividida em 13 sub-bacias), localizada na zona Sul, como ilustrado a Figura 13.

Figura 13. Bacias hidrográficas do perímetro urbano de Campina Grande-PB.



Fonte: Autora (2022).

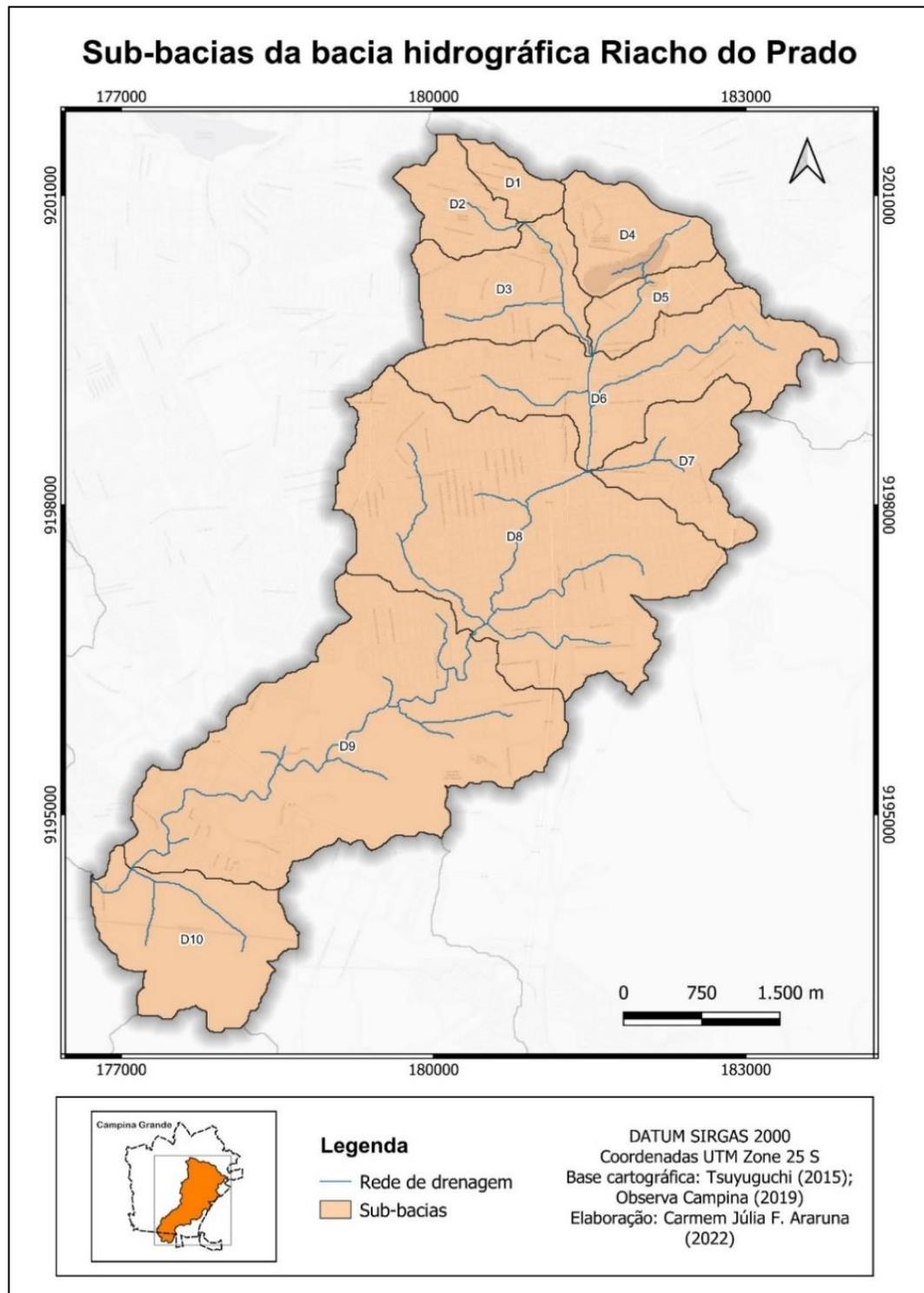
Desse sistema fazem parte canais naturais e canais construídos de seções parabólicas, trapezoidais e retangulares, em sua maioria abertos. Dentre esses, têm-se o das Piabas, de Bodocongó, do Prado, de Santa Rosa, das Malvinas, da Ramadinha, entre outros, construídos com o objetivo de desviar as águas pluviais da área urbana para os corpos hídricos mais próximos. Com relação à microdrenagem, esta é constituída por sarjetas, bocas de lobo, galerias, tubos de ligação e poços de visita, contribuindo para um sistema de macrodrenagem que compreende (FREIRE, 2014; VIDAL, 2019).

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 (VIDAL, 2019). Além do mais, observa-se que os canais com extensão revestida, em sua maioria, apresentam muitos trechos com paredes laterais danificadas, além da presença de rede de água potável de forma inapropriada e desordenada, sem manutenção, interseccionando o canal de macrodrenagem.

4.1.1 Bacia Hidrográfica Riacho do Prado

Esta bacia, situada na área urbana, recebe lançamento irregular de efluentes domésticos e depósito de resíduos sólidos, sendo marcada por problemas envolvendo a degradação da qualidade das águas superficiais. Possui uma área de 24,66 km², perímetro de 48,86 km, altitudes variando entre 462 e 593 metros, e abrange 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 (CAMELO, 2019; COSTA FILHO, 2020). Foi dividida em dez sub-bacias nomeadas de D1 a D10 por Tsuyuguchi (2015), conforme apresentado na Figura 14.

Figura 14. Sub-bacias da bacia Riacho do Prado.



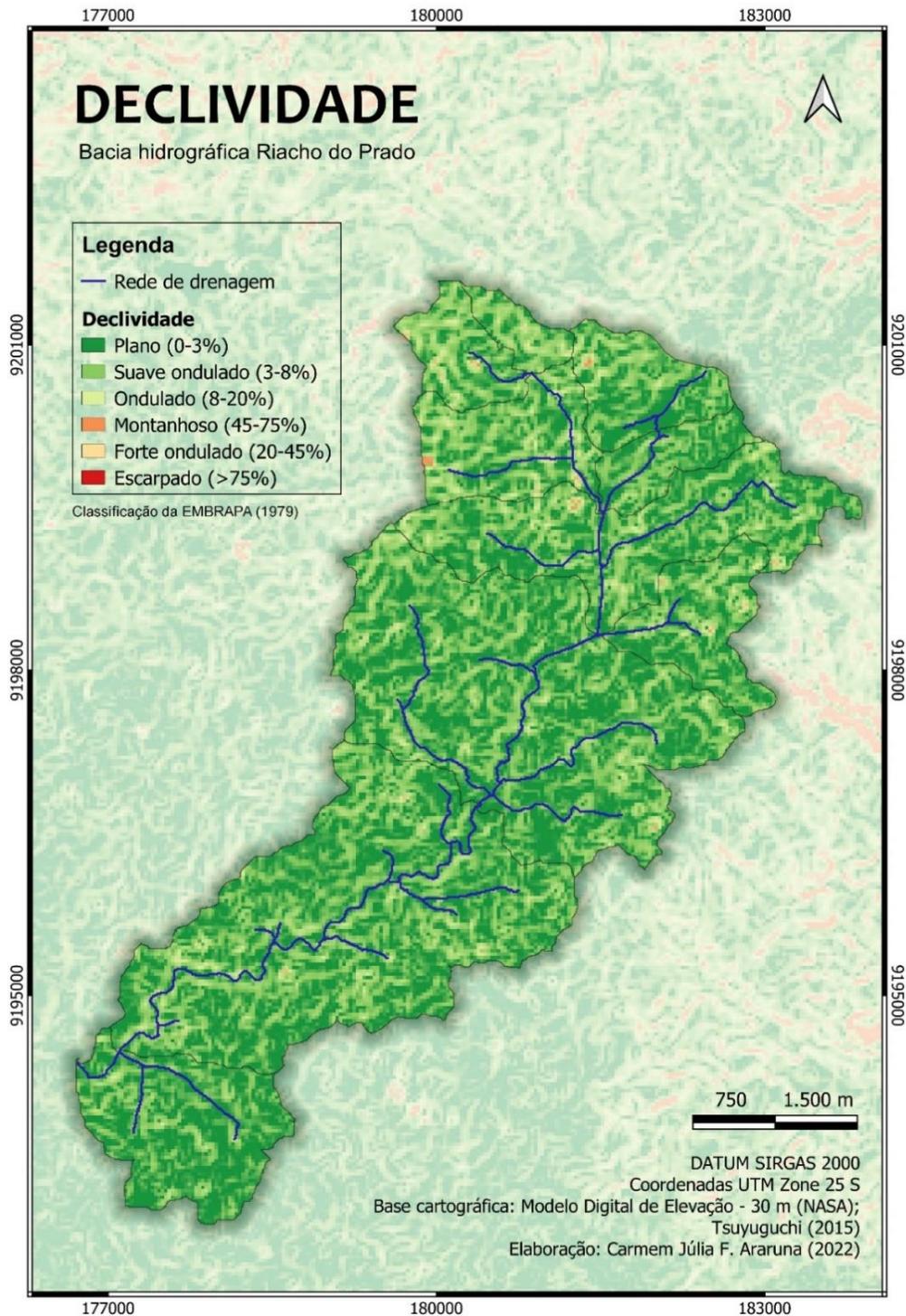
Fonte: Autora (2022).

- Declividade

A declividade da bacia do Riacho do Prado foi obtida a partir de um *plugin* (SRTM-Downloader) fornecido pela NASA no *software* QGIS e com auxílio de técnicas de

geoprocessamento foi gerado o mapa de declividade, como mostra a Figura 15. Neste contexto, observa-se o predomínio de declividades de até 8%, cujo relevo é classificado como plano e suave ondulado, segundo as classes de declividade da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (1979), e áreas pontuais com declividades maiores.

Figura 15. Declividade da bacia hidrográfica do riacho do Prado.

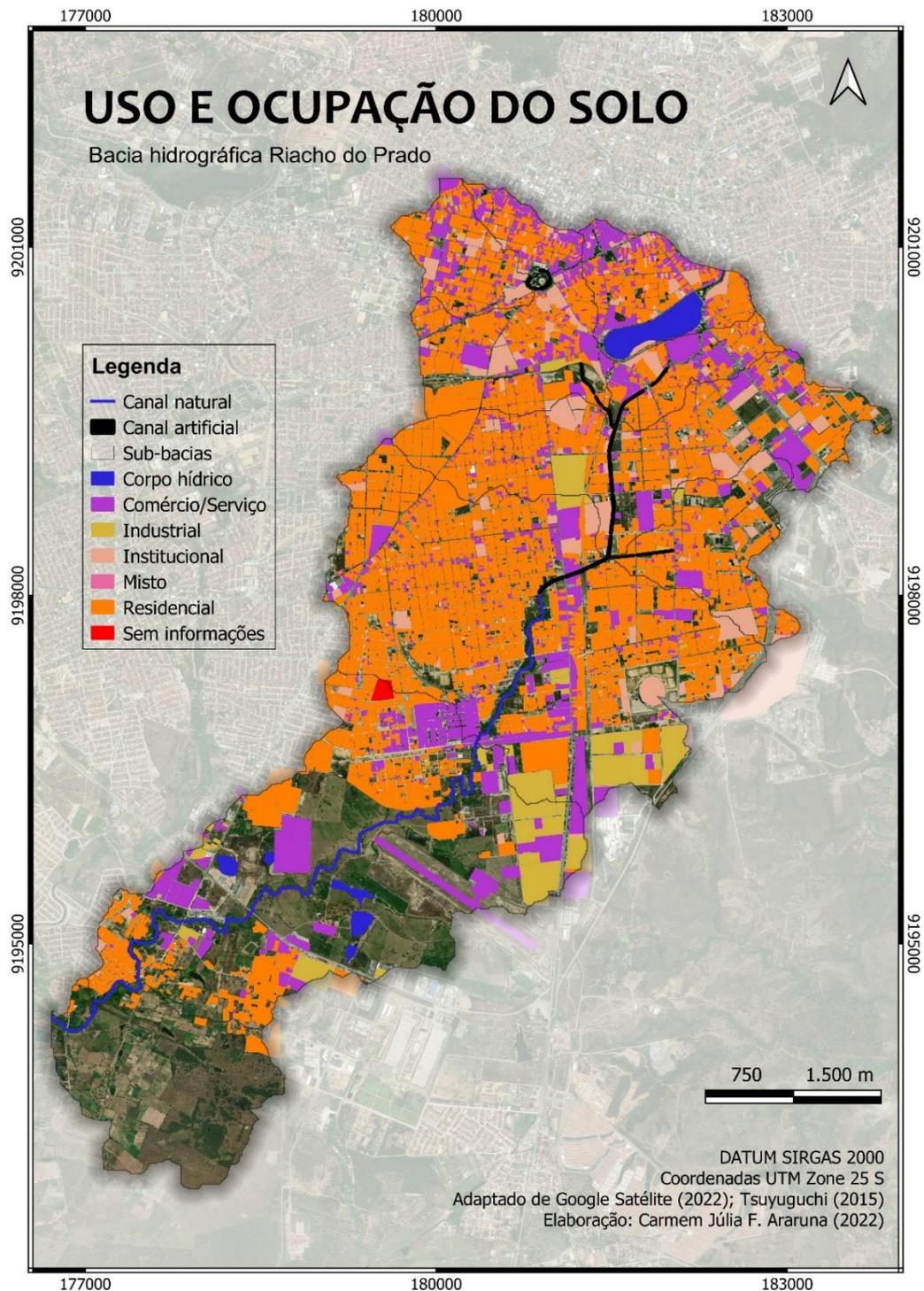


Fonte: Autora (2022).

- Uso e ocupação do solo

A bacia do Riacho do Prado apresenta predominantemente solo urbanizado (Figura 16), com um uso residencial acentuado, principalmente na área adjacente ao canal com extensão revestida.

Figura 16. Uso e ocupação do solo da bacia do Riacho do Prado.



Fonte: Autora (2022).

4.1.1.1 Canal de macrodrenagem do Riacho do Prado

A extensão revestida do canal de macrodrenagem do Prado, tem cerca de 2,5 km de comprimento e três seções transversais distintas, trapezoidal, retangular e parabólica, apresentando um desnível total de aproximadamente 19 m. Apresenta ao longo de seu canal principal dois tributários, um com 0,7 km e outro com 0,6 km de comprimento (HENRIQUES, 2014). Tem seu início no extravasor das águas excedentes do Açude Velho (7° 13' 35,8" Sul e 35° 52' 47,7" Oeste), nas imediações do bairro Catolé, e 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 ser revestido e passa a ter leito natural, com seções irregulares, seguindo seu percurso até desaguar no Riacho Bodocongó, o qual é afluente do Rio Paraíba, principal rio do estado.

4.2 LEVANTAMENTO DE DADOS DA ÁREA DE ESTUDO

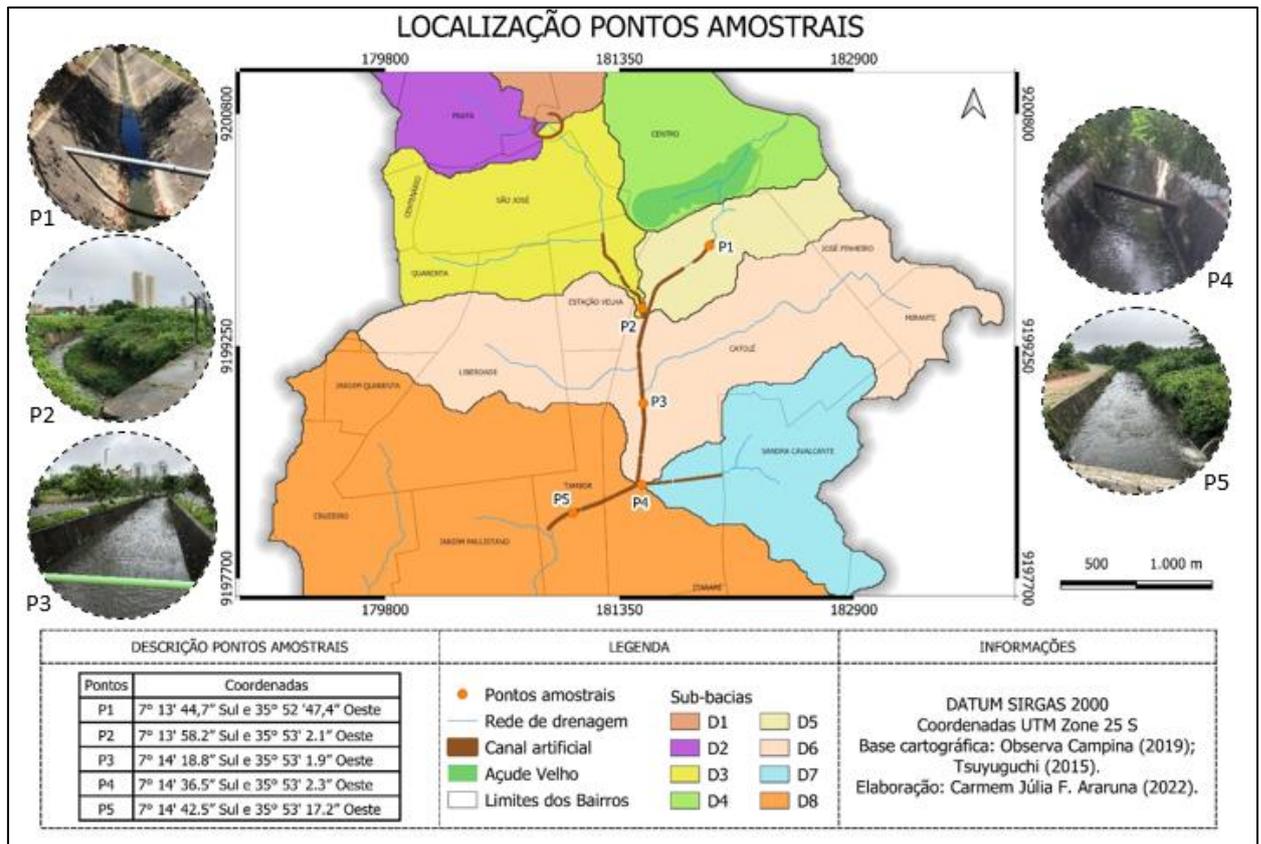
4.2.1 Pontos de amostragem

Com o intuito de se obter dados de qualidade da água e vazão de escoamento foram definidos 5 pontos amostrais ao longo da extensão revestida do canal do riacho do Prado (Figura 17). A escolha da localização desses pontos foi realizada, de acordo com Vidal (2019), levando-se em consideração: locais que apresentassem distintas realidades sociais; locais em que a área de drenagem consistisse de sub-bacias diferentes; locais próximos a contribuições de esgotos; 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. Para tanto foi escolhido um ponto em cada tributário e três pontos ao longo do canal principal.

O P1 é o ponto inicial do canal, situado a montante de todas as contribuições diretas do canal do Prado, representativo das águas excedentes do Açude Velho, retrata as contribuições das sub-bacias D4 e D5. O P2 está 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 (abrangendo as sub-bacias D2 e D3) até desaguar no canal. O P3 é representativo da drenagem correspondente em sua maioria do bairro Catolé, recebe uma parte das contribuições da sub-bacia D6. O P4 encontra-se em um tributário e compreende as contribuições da sub-bacia D7; representativo da drenagem dos bairros Sandra Cavalcanti e parte do Catolé. O P5 recebe contribuição considerável, por meio de duas tubulações subterrâneas, dos bairros Tambor e

Liberdade; representa as contribuições da sub-bacia D6 e parte das contribuições da sub-bacia D8 (VIDAL, 2019).

Figura 17. Localização dos pontos de amostragem na bacia de drenagem.



Fonte: Autora (2022).

4.2.2 Identificação dos pontos de entrada de esgoto

Segundo Camelo (2019), a identificação dos pontos de entrada de esgoto no Canal do Prado se deu a partir de observações em campo. Assim, foram selecionados dez pontos de entrada de esgoto ao longo de todo o canal. Suas respectivas localizações na área de estudo e coordenadas geográficas se encontram na Figura 18.

Figura 18. Localização dos pontos de entrada de esgoto ao longo da extensão revestida do canal do Prado.



Fonte: Autora (2022).

4.2.3 Medição das vazões

Para se observar o comportamento do escoamento no canal em diferentes condições, obteve-se junto ao Grupo de Pesquisa de Saúde Ambiental dados das medições de vazão realizadas em todos os pontos amostrais, em dias distintos (Tabela 1), no dia 08/06/2018, período chuvoso, e nos dias 24/07/2018, 31/08/2018 e 11/09/2018, período seco. Vale destacar que a vazão foi medida pontualmente, não representando a média diária.

Tabela 1. Vazão estimada da água de drenagem do canal do Riacho do Prado nos pontos de medição.

Pontos	Vazão (m ³ /s)			
	08/06/2018	24/07/2018	31/08/2018	11/09/2018
P1	0,063	0,005	0,005	0,011
P2	0,337	0,106	0,106	0,066
P3	0,393	0,140	0,140	0,176
P4	0,076	0,031	0,031	0,053
P5	0,678	0,393	0,393	0,204

Fonte: Camelo (2019).

Bem como, com o intuito se conhecer melhor o comportamento da vazão das contribuições de esgoto, adquiriu-se os dados das medições das vazões de esgoto em cada ponto de lançamento identificado, em quatro dias diferentes. A Tabela 2 apresenta a vazão média de esgoto (em cada ponto) que contribui para o canal do riacho do Prado.

Tabela 2. Vazões das entradas de esgoto.

Entradas de esgoto	Vazão média (m ³ /s)
Entrada A	0,0007
Entrada B	0,0004
Entrada C	0,0002
Entrada D	0,0019
Entrada E	0,0154
Entrada F	0,0005
Entrada G	0,0133
Entrada H	0,0242
Entrada I	0,0008
Entrada J	0,0831

Fonte: Camelo (2019).

4.2.4 Dados de qualidade da água do canal de macrodrenagem do Prado

O monitoramento de parâmetros de qualidade das águas nos corpos hídricos é necessário, visando à prevenção de possíveis agravantes a saúde pública e o desenvolvimento de ações de recuperação dos corpos hídricos impactados por ações antrópicas. Segundo Von Sperling (2007), uma campanha de monitoramento deve ser estruturada baseando-se nos objetivos a serem alcançados, como a utilização em estudos específicos, calibração de modelos, controle operacional, acompanhamento periódico da qualidade das águas e avaliação do atendimento à legislação.

Para essa pesquisa, os dados de qualidade da água pluvial do canal de macrodrenagem do Prado foram analisados e fornecidos pelo Grupo de Pesquisa Saúde Ambiental em parceria com o laboratório de Saneamento Ambiental da UFCG. Foram realizadas 30 coletas de amostras para as análises físico-químicas e microbiológicas, no período de março a outubro de 2018, com frequência semanal, abrangendo os períodos seco e chuvoso. O Quadro 4 apresenta as variáveis determinadas e os respectivos métodos analíticos empregados com base nas recomendações detalhadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012).

Quadro 4. Variáveis monitoradas e seus respectivos métodos analíticos.

Variável	Método analítico
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg/L)	Diluição em frascos padrões de DBO com incubação a 20°C durante cinco dias
Demanda Química de Oxigênio - DQO (mg/L)	Refluxação fechada de dicromato de potássio com determinação titulométrica
Coliformes Termotolerantes – CTT (UFC/100mL)	Membrana filtrante

Vidal (2019) destacou que, de acordo com o enquadramento dos corpos d'água da Bacia hidrográfica do rio Paraíba (Diretriz 205), realizado pela Superintendência de Administração do Meio Ambiente - 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. Tendo isso em vista, a qualidade da água foi avaliada segundo o padrão de qualidade estabelecido para 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. Foi também verificada a correlação da precipitação com as variações nos valores das concentrações das três variáveis monitoradas.

Além do mais, os dados obtidos em laboratório também foram utilizados como variáveis de entrada do modelo SWMM possibilitando, assim, que a modelagem da qualidade das águas da bacia esteja a mais próxima possível da realidade encontrada na área e que as respostas obtidas com os cenários de intervenções sejam confiáveis (CAMELO, 2019).

4.2.5 Dados de precipitação pluviométrica para a modelagem hidrológica

Os dados horários e diários de precipitação necessários para a modelagem, bem como para definir os períodos seco e chuvoso da área de estudo, foram fornecidos pelas Estação Meteorológica Principal e Estação Agrometeorológica - EstAgro da Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas da UFCG.

O critério de classificação dos períodos seco e chuvoso para a área de estudo seguiu a metodologia utilizada pela AESA, onde são considerados dias secos, dias em que a precipitação é igual ou inferior a 5 mm e chuvosos em que seja igual ou superior a 5,1 mm, considerando o total de chuva de 2 dias antecedentes ao dia da medição. Ou seja, para ser classificado como dia seco, o total precipitado no dia da medição e nos dois dias anteriores seja ser menor que

5mm. O Quadro 5 apresenta a classificação realizada para a área de estudo quanto ao período seco e chuvoso durante os 30 dias de coleta e a quantidade de dias antecedentes sem chuva.

Quadro 5. Classificação período seco e chuvoso.

Dia de coleta	Período	Dias		Dia de coleta	Período	Dias	
		Antecedentes	sem chuva			Antecedentes sem	chuva
Análise 1	14/03/2018	Seco	12	Análise 16	05/07/2018	Seco	9
Análise 2	22/03/2018	Seco	20	Análise 17	12/07/2018	Chuvoso	0
Análise 3	28/03/2018	Chuvoso	1	Análise 18	19/07/2018	Seco	7
Análise 4	05/04/2018	Seco	2	Análise 19	26/07/2018	Seco	14
Análise 5	11/04/2018	Chuvoso	1	Análise 20	02/08/2018	Seco	21
Análise 6	19/04/2018	Chuvoso	1	Análise 21	09/08/2018	Seco	28
Análise 7	25/04/2018	Chuvoso	0	Análise 22	16/08/2018	Seco	35
Análise 8	02/05/2018	Chuvoso	1	Análise 23	23/08/2018	Seco	42
Análise 9	10/05/2018	Chuvoso	7	Análise 24	30/08/2018	Seco	4
Análise 10	17/05/2018	Chuvoso	0	Análise 25	05/09/2018	Seco	10
Análise 11	24/05/2018	Seco	2	Análise 26	13/09/2018	Seco	18
Análise 12	07/06/2018	Seco	2	Análise 27	27/09/2018	Seco	5
Análise 13	13/06/2018	Seco	4	Análise 28	04/10/2018	Seco	12
Análise 14	21/06/2018	Seco	12	Análise 29	18/10/2018	Seco	9
Análise 15	28/06/2018	Seco	2	Análise 30	25/10/2018	Seco	16

Foi necessário definir quais meses no ano são considerados secos e chuvosos para a cidade de Campina Grande porque as estações interferem na quantidade e na qualidade de água drenada superficialmente no sistema. Além disso, também devem ser analisados os dias antecedentes à medição, pois quanto maior o número de dias antecedentes sem chuvas, maior será a deposição de poluentes na superfície e, por consequência, aumentará a poluição carreada no evento chuvoso. Assim, com os dados de precipitação diária foi possível analisar a quantidade de dias sem chuva anteriores ao dia da coleta de amostras, uma vez que é um dado de entrada na modelagem. Já as precipitações horárias foram utilizadas como dados de entrada na série temporal na simulação para períodos climáticos distintos.

4.3 MODELAGEM NO SWMM

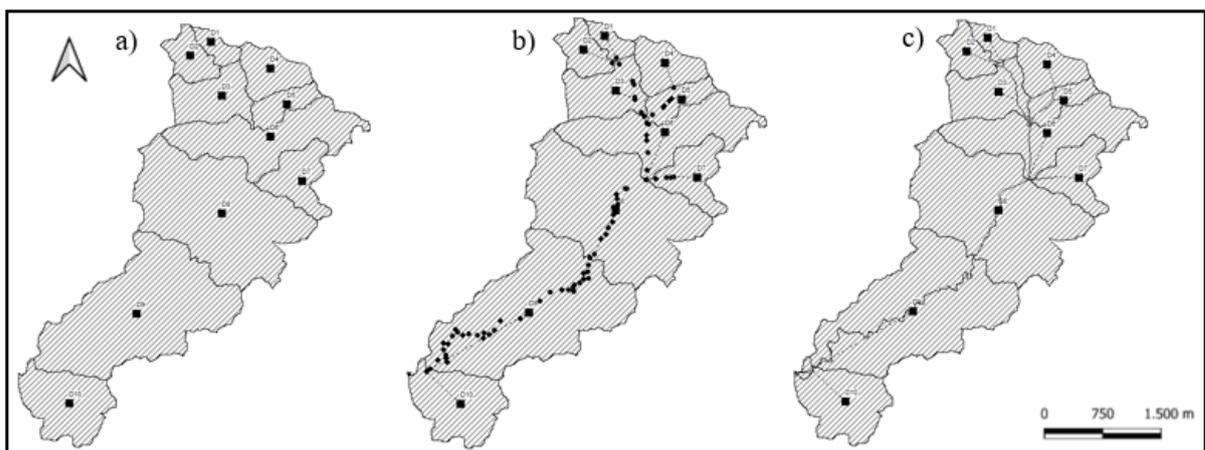
O modelo SWMM foi configurado com base nos dados e parâmetros topográficos e da rede de drenagem derivados das propriedades das sub-bacias, uma vez que, o componente relativo ao escoamento superficial do SWMM opera com um conjunto de sub-bacias hidrográficas, que recebem precipitações e geram escoamentos e concentrações de poluentes

em sistemas compostos por tubulações, canais, unidades de armazenamento e tratamento, entre outros. Os condutos podem ser canais naturais, como rios ou canais artificiais, podendo ser caracterizados de acordo com o formato da seção transversal e quanto a serem abertos ou fechados (ROSSMAN, 2015).

O grau de segmentação espacial de uma sub-bacia, que representa as características hidrológicas da superfície, é muito importante na modelagem de escoamento urbano baseada em SWMM. Assim, para modelar um sistema de drenagem urbana no SWMM é necessário inserir todos seus componentes, são eles: sub-bacias, nós, condutos, pluviômetro e exutório. Além disso, o SWMM requer uma grande quantidade de dados de entrada, sendo necessário para caracterizar o sistema em estudo fornecer os parâmetros de caracterização físicos, climatológicos, hidrológicos e hidráulicos da bacia.

Neste estudo, os valores iniciais dos parâmetros de entrada foram estimados por meio de uma combinação de dados de campo, conjuntos de dados existentes, revisão de literatura e valores padrão do modelo. Na Figura 19 é possível observar as etapas com a representação dos elementos físicos necessários para simular as águas pluviais que escoam para o sistema de drenagem da área de estudo, sendo eles as sub-bacias contribuintes (a), os nós e exutório (b) e os condutos (c).

Figura 19. Representação da bacia de drenagem do Riacho do Prado no SWMM.



Fonte: Autora (2022).

4.3.1 Caracterização das Sub-bacias

De início, foram determinadas e inseridas no modelo as características físicas das sub-bacias, apresentadas no Quadro 6.

Quadro 6. Parâmetros físicos das sub-bacias para o modelo SWMM.

Parâmetros	Descrição
<i>Area</i> (ha)	Área da sub-bacia
<i>Width</i> (m)	Largura característica do escoamento superficial da sub-bacia
<i>Slope</i> (%)	Declividade média da sub-bacia
<i>Imperv</i> (%)	Porcentagem da área impermeável da sub-bacia
<i>N-Imperv</i>	Número de Manning da área impermeável
<i>N-Perv</i>	Número de Manning da área permeável
<i>Dstore-imperv</i> (mm)	Armazenamento em depressões na área impermeável
<i>Dstore-perv</i> (mm)	Armazenamento em depressões na área permeável
<i>Zero-imperv</i> (%)	Porcentagem da área impermeável sem armazenamento em depressões
<i>Infiltration</i>	Edição dos parâmetros de infiltração da bacia
<i>Land uses</i>	Atribuição dos usos do solo

A área, a declividade e a porcentagem de áreas impermeáveis das sub-bacias foram estimadas por meio do *Google Earth* e do *software QGIS* com arquivos *shapefiles* cedidos por Tsuyuguchi (2015). O percentual de áreas impermeáveis para cada sub-bacia contribuinte, que corresponde a área ocupada pela infraestrutura urbana, foi determinado por meio da metodologia proposta por Brito *et al.* (2021), que utilizaram técnicas de algoritmos de *random forest* (TASSI e VIZZARI, 2020) e de classificação supervisionada sobre imagens do satélite Sentinel 2A no *Google Earth Engine*. A classificação levou em consideração a infraestrutura urbana e as áreas verdes da bacia hidrográfica. Em seguida, no QGIS, foi realizada a estatística zonal entre a quantidade de pixels classificados como infraestrutura urbana e áreas verdes. Como resultado, obteve-se a porcentagem impermeável de cada sub-bacia (SASAKI, 2021).

As larguras das sub-bacias (*W*) foram definidas a partir da determinação das larguras do retângulo equivalente (*le*), esta metodologia proposta por Garcia (2005), consiste em calcular a largura de um retângulo equivalente a partir do coeficiente de compactidade (*Kc*). Esse coeficiente relaciona o perímetro da bacia e o perímetro de um círculo de mesma área que a bacia, conforme as Equações 1 e 2. A partir desses valores, determinam-se as larguras das sub-bacias através da Equação 3:

$$le = \frac{Kc\sqrt{A}}{1,12} \left[1 - \sqrt{1 - \left(\frac{1,128}{Kc}\right)^2} \right] \quad (\text{Equação 1})$$

$$Kc = 0,282 \times \left(\frac{P}{\sqrt{A}}\right) \quad (\text{Equação 2})$$

$$W = \left(\frac{A}{le}\right) \quad (\text{Equação 3})$$

Onde: l_e - Largura do retângulo equivalente (m); A - área da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m^2); K_c - Coeficiente de compacidade (adimensional); P - Perímetro da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m).

Em áreas urbanas uma parcela grande da chuva é retida nas depressões do terreno, ou seja, não produz escoamento. As áreas das depressões normalmente são impermeáveis ou pouco permeáveis e, portanto, também não existe infiltração considerável no solo e a água retida nestas áreas fica disponível para a evaporação. Os valores utilizados para a capacidade de armazenamento em depressões em superfícies impermeáveis - DI_m e permeáveis - DPe , foram determinados por Nóbrega (2012), que calibrou esses valores para um bairro que se localiza na área de estudo. Em relação ao coeficiente de rugosidade de Manning para superfícies permeáveis - NP e impermeáveis - NI , e as áreas impermeáveis não conectadas - A_{INC} foram obtidos do estudo de Camelo (2019).

- Infiltração

No SWMM a infiltração pode ser calculada por três métodos: as Equações de Horton para simulações contínuas, o Método de Green-Ampt e o Método *Soil Conservation Service* - SCS para simulações discretas que buscam correlacionar a capacidade de armazenamento com um índice, denominado Curva Número - CN. Neste trabalho, foi utilizado o método de Horton por ser amplamente empregado na modelagem dos sistemas de drenagem urbana (ZANANDREA e SILVEIRA, 2019) e pela disponibilidade dos dados para a área de estudo.

Este método assume que a parcela de infiltração decai exponencialmente ao longo do evento de chuva. Os parâmetros necessários para a determinação da infiltração em função do tempo - $I(t)$ em $mm.hr^{-1}$ são: capacidade de infiltração inicial - I_o ($mm.hr^{-1}$), capacidade de infiltração final - I_f ($mm.hr^{-1}$) e constante de decaimento - K (h^{-1}), conforme a Equação 4.

$$I(t) = I_f + (I_o - I_f) \cdot e^{-kt} \quad (\text{Equação 4})$$

Devido à limitação de informações acerca das características do solo e capacidade de infiltração que permitisse uma simulação mais fidedigna, a infiltração foi modelada utilizando a equação de Horton com valores determinados por Paixão *et al.* (2009), que realizaram 65 testes de infiltração da água no solo no município de Lagoa Seca - PB, localizado à 9,4 km de distância de Campina Grande - PB. Nesse trabalho foram consideradas a capacidade de infiltração inicial e final do solo e a constante de decaimento, de $396,1 mm.hr^{-1}$, $7,1 mm.hr^{-1}$ e $2,677 hr^{-1}$, respectivamente.

Todos os parâmetros físicos e os coeficientes considerados para as sub-bacias na modelagem hidrológica, são apresentados no Apêndice A.

4.3.2 Nós de conexão e nós exutório

Os nós de conexão são objetos do sistema de drenagem onde se conectam diferentes trechos entre si, podem representar a confluência de canais superficiais naturais, poços de visita, ou elementos de conexão de tubulações. Neste estudo, os nós de conexão foram considerados como a saída de cada sub-bacia, os pontos de monitoramento da qualidade e das vazões, os pontos de entrada de esgoto e os pontos de mudanças nas seções transversais. Já os nós exutório são nós terminais do sistema de drenagem, utilizados para definir as condições de contorno finais, a jusante do sistema. Os parâmetros utilizados para caracterização desse componente, apresentados na Tabela 3, foram obtidos através do *software Google Earth*.

Tabela 3. Parâmetros dos nós.

Parâmetros	Siglas	Unidades
Coordenadas	x, y	-
Cota de fundo	Z	m
Profundidade máxima	h_{\max}	m

4.3.3 Condutos

No *software SWMM*, os condutos podem representar rios, canais artificiais, tubulações, canais naturais, entre outros. Para caracterização desses elementos, são inseridos no modelo os seguintes parâmetros: o comprimento L (m), coeficiente de rugosidade de Manning (n), profundidade máxima e dimensões da seção transversal do conduto.

O comprimento dos condutos é dado automaticamente pelo *software* a partir da inserção das coordenadas geográficas no modelo. As geometrias das seções transversais do canal com extensão revestida e o tipo de revestimento que define o coeficiente de rugosidade de Manning foram observados *in loco*, bem como, foram medidas a profundidade máxima e a largura da seção transversal ao longo do canal até o ponto P5. As informações restantes foram obtidas do estudo de Sasaki (2021).

Não foram considerados elementos de microdrenagem, como sarjeta, bocas de lobo e poço de visita, foi considerado para as simulações somente a infraestrutura urbana de

macrodrenagem com extensão revestida de concreto, do ponto P1 ao P5, onde o revestimento do canal é de concreto ($n = 0,016$).

4.3.4 Dados hidrológicos

- Chuva real

Para realização da modelagem no SWMM é necessário inserir dados de precipitação para calibração e simulação dos eventos. Para calibração do modelo utilizou-se o evento de precipitação ocorrido no dia 8 de junho de 2018, classificado como chuvoso e com um total acumulado de 10,6 mm. O referido dia foi o único em que foi possível realizar a medição de vazão de escoamento no canal imediatamente após um evento de precipitação. A precipitação horária, obtida por meio da Est-Agro, encontra-se na Tabela 4.

Tabela 4. Dados do evento de precipitação do dia 08/06/2018.

Dia/Mês	Hora	Chuva (mm)
07/jun	22:00:00	0
07/jun	23:00:00	0,8
08/jun	00:00:00	0,9
08/jun	01:00:00	1,1
08/jun	02:00:00	0,6
08/jun	03:00:00	1,8
08/jun	04:00:00	1,3
08/jun	05:00:00	0,7
08/jun	06:00:00	0,3
08/jun	07:00:00	0,7
08/jun	08:00:00	1,5
08/jun	09:00:00	0,1
08/jun	10:00:00	0
08/jun	11:00:00	0,8

- Chuva de projeto

Para as simulações dos cenários aqui propostos, utilizou-se uma chuva de projeto gerada a partir da equação Intensidade-Duração-Frequência - IDF (Equação 5), obtida por Aragão *et al.* (2000), que utilizaram uma série pluviométrica de 1966 a 1989 para determinar os parâmetros adimensionais para o município de Campina Grande-PB.

$$i = \frac{334 \cdot T^{0,227}}{(t+5)^{0,506}} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde: i - intensidade da chuva (mm.hr^{-1}); T - período de retorno (anos); t - duração da chuva (minutos).

Considerando que a duração da chuva (t) assume o mesmo valor do tempo de concentração - t_c , que é o tempo que toda a área drenada demora para contribuir para a seção de projeto, a duração da chuva foi determinada de acordo com o tempo de concentração das sub-bacias. Para o cálculo do t_c foi utilizada Equação 6 de Kirpich modificada.

$$t_c = 57 \cdot \left(\frac{L^3}{H}\right)^{0,385} \quad (\text{Equação 6})$$

Onde: L - comprimento do talvegue (km); H - desnível do talvegue (m/m).

Os tempos de concentração estipulados através da equação de Kirpich para as sub-bacias de estudo variaram entre 11 minutos (sub-bacia D7) e 2 horas e 12 minutos (sub-bacia D9). Segundo o Manual de Drenagem Urbana de Porto Alegre (PMPA, 2005), após escolher a equação da curva IDF determina-se a precipitação com duração igual ou maior que o tempo de concentração da bacia e distribuída em intervalos de tempo menores ou iguais a $1/5$ do tempo de concentração encontrado. Assim, para melhor apresentação e interpretação dos resultados no modelo SWMM, foi adotada uma chuva de projeto com duração de 3 horas e subdividida em intervalos de 2 minutos.

O dimensionamento das obras de drenagem é realizado estipulando-se o tempo de retorno - TR da cheia que a estrutura deve suportar, que consiste no inverso da probabilidade deste evento ser igualado ou superado. Os valores de TR, usualmente adotados para sistemas de macrodrenagem são de 10 anos.

A priori, para as simulações desta pesquisa, foram adotadas precipitações com tempos de retorno de 2, 3, 4, 5, 10, 15, 20, 25 e 50 anos com o objetivo de se avaliar o desempenho do modelo nas simulações para poluição fecal. Assim, o intuito foi o de descobrir até que tempo de retorno o modelo apresenta um erro de continuidade inferior a 10%, valor este indicado por Rossman (2015). Após esta descoberta os cenários foram simulados.

Cumprе salientar que, esses erros de continuidade são calculados pelo próprio software SWMM, associados a simulação numérica dos cenários estabelecidos. São calculados para o roteamento de vazão, para o escoamento superficial e para a qualidade. Erros de continuidade muito elevados, podem indicar problemas na simulação, uma vez que indicam alterações nos valores simulados.

Aplicando a Equação 5 encontrou-se a intensidade da chuva para os tempos de retorno supracitados. Quanto aos hietogramas dos eventos de precipitação simulados, foram obtidos pelo método dos blocos alternados a partir da análise de uniformidade espacial de outras precipitações ocorridas na área de estudo, sendo estes os eventos dos dias 6 de junho de 2017, 3 de julho de 2017, 5 de julho de 2017, 8 de junho de 2018, 5 de junho de 2019, 13 de junho de 2019, 16 de junho de 2019 e 29 de junho de 2019 (apresentados no Apêndice B).

4.3.5 Dados de qualidade dos poluentes e dos usos do solo

- Caracterização dos poluentes

O SWMM permite simular a geração, entrada e transporte de qualquer número de poluentes. As informações necessárias para a caracterização desses poluentes no modelo, são: Identificação do poluente; Unidades de concentração (miligramas/litro, microgramas/litro ou unidades/litro); Concentração do poluente nas precipitações; Concentração do poluente nos processos de entrada direta ou de infiltração.

Para modelagem da poluição fecal da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado, foram utilizadas as variáveis DBO, DQO e CTT. No SWMM foram inseridas as concentrações dos poluentes em mg/L para a DBO e DQO, e em Unidade/L para CTT, em período seco e chuvoso, e para cada ponto de coleta, informações estas obtidas por meio das análises laboratoriais desenvolvidas pelo Grupo de Pesquisa de Saúde Ambiental.

- Acumulação de agentes poluentes

A acumulação de agentes poluentes é descrita como uma massa por unidade de área das sub-bacias. A quantidade de poluente acumulada é uma função do número de dias antecedentes sem precipitação, podendo ser calculada pelas seguintes funções: função potência, função exponencial, função saturação e por uma série temporal externa.

Neste estudo optou-se por utilizar a função saturação (Equação 7) que representa a acumulação dos poluentes, inicialmente, de forma linear e progressivamente diminuindo ao longo do tempo até alcançar um determinado valor de saturação.

$$B = \frac{C_1 \cdot t}{C_2 + t} \quad (\text{Equação 7})$$

Onde: C_1 - acumulação máxima possível (massa por unidade de área); C_2 - constante de semi-saturação (número de dias necessários para alcançar a metade da máxima acumulação possível); t - tempo.

- Lixiviação de agentes poluentes

A função de lixiviação de agentes poluentes, que ocorre durante os períodos chuvosos, é representada pelas seguintes funções: Exponencial, Curva de Taxa de Lixiviação e Concentração média do evento - CME. Nesta pesquisa considerou-se a função CME (Equação 8), por ser uma forma simples e muito utilizada para indicar a carga poluidora total do escoamento superficial, utilizando para o valor de C_1 a mediana das concentrações dos poluentes no período chuvoso. Essa função estabelece uma relação linear entre a carga lixiviada e a vazão de escoamento, cujo expoente é 1,0.

$$w = C_1 \cdot Q \quad (\text{Equação 8})$$

Onde: W - taxa de lixiviação (unidades de massa.segundos⁻¹); Q - vazão do escoamento (L.s⁻¹); C_1 - coeficiente de lixiviação, representa a concentração do poluente lixiviado (unidades de massa.litros⁻¹).

Na modelagem hidrológica a acumulação de poluente diminui conforme ocorre a lixiviação. Desta forma, o processo de lixiviação finaliza quando não existe mais poluente acumulado (ROSSMAN, 2015).

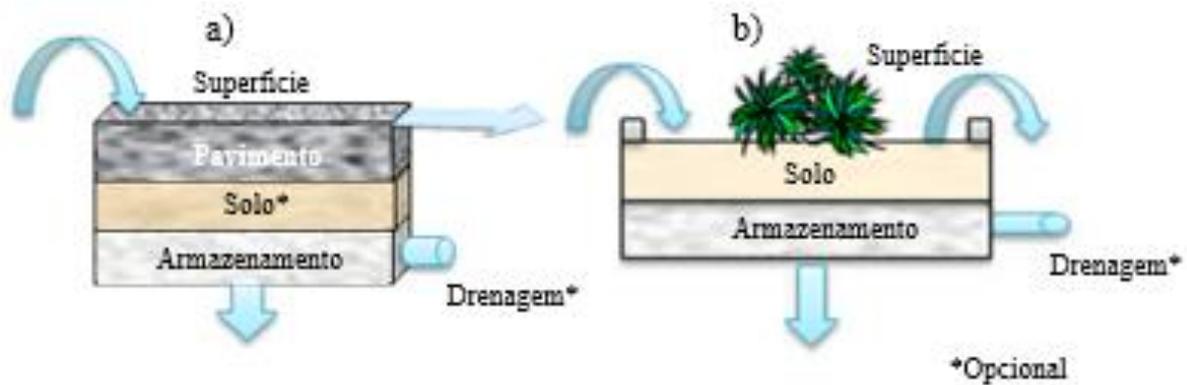
4.3.6 Representação dos dispositivos LIDs

Dois tipos de dispositivos LID, pavimentos permeáveis e biorretenção (Figura 20), foram utilizados devido à sua popularidade em regiões áridas e semiáridas. Autores convergem na opinião de que tais sistemas podem proporcionar melhoria na qualidade da água e redução do pico de vazão, sendo umas das técnicas de baixo impacto que mais se adequam a essas regiões (BIGURRA-ALZATI *et al.*, 2021; JIANG, YUAN, PIZA, 2015; HEIDARI e KAVIANPOU, 2021; MEEROW, NATARAJAN, KRANTZ, 2021; SHAFIQUZZAMAN *et al.*, 2022; ZÚÑIGA-ESTRADA *et al.*, 2022).

Cumpramos ressaltar que poderiam ter sido selecionados outros tipos de técnicas LID a implementar. Todavia, devido as características da área de estudo, considerou-se que os pavimentos permeáveis e biorretenção manifestariam maiores possibilidades de ser implementados em circunstâncias reais, promovendo a melhoria da qualidade da água.

A representação das técnicas LIDs no SWMM é realizada pela combinação de camadas verticais, cuja propriedades são definidas por unidades de área. São elas: superfície, pavimento, solo, armazenamento, dreno profundo e drenagem (Figura 20). Durante a simulação desses dispositivos é realizado o balanço hídrico, determinando o que escoar de uma camada para a outra e o que é armazenado. Os parâmetros referentes a cada tecnologia LID utilizados na simulação podem ser observados no Quadro 7.

Figura 20. Representação dos controles LID pavimentos permeáveis (a) e sistemas de biorretenção (b), no SWMM.



Fonte: Adaptado do software SWMM versão 5.1.

Quadro 7. Parâmetros das estruturas LIDs.

Camadas LID	Parâmetros	Pavimento Permeável	Biorretenção
Superfície	Profundidade de armazenamento (mm)	10,0	100
	Fração de cobertura vegetal	0	0,1
	Rugosidade superficial (Coef. de Manning)	0,013	0,06
	Declividade da superfície (%)	5	5
Pavimento	Espessura (mm)	125,0	Não aplicável
	Índice de vazios	0,15	
	Fração de superfície impermeável	0	
	Permeabilidade (mm/h)	100	
Solo	Espessura (mm)	Não aplicável	500
	Porosidade (fração volumétrica)		0,453
	Capacidade de campo (fração volumétrica)		0,19
	Ponto de murcha (fração volumétrica)		0,085
	Condutividade (mm/h)		0,43
	Declividade da condutividade (%)		10
Armazenamento	Sucção capilar (mm)		4,33
	Altura (mm)	300,0	600
	Índice de vazios	0,5	0,5
	Taxa de infiltração (mm/h)	7	7

Fonte: adaptado de Carvalho (2016), Cunha (2019), França (2020), Medeiros (2021), Paula Neto (2013), Rossman (2015), Sasaki (2021) e Tejedas, Possanti e Marques (2019).

Após a disposição de tais dispositivos, em todas as sub-bacias em que está presente o canal de macrodrenagem com extensão revestida, é necessário modificar o percentual de áreas impermeáveis nas sub-bacias, já que as áreas com estruturas de LID são consideradas permeáveis.

Para calcular o escoamento superficial nas sub-bacias com os controles de LID, deve inserir no modelo o percentual de escoamento que será tratado nesses controles, o restante segue para o exutório. Neste caso, um percentual de tratamento das áreas impermeáveis de 50% foi adotado, pois, de acordo com França (2020), as alterações significativas na quantidade e qualidade das águas de drenagem ocorrem apenas com o tratamento de mais de 50% do volume escoado.

4.3.7 Calibração e validação

Neste estudo, a calibração foi realizada através de um processo iterativo, de tentativa e erro, permitindo que a modelagem da qualidade da água e da vazão do canal representasse o comportamento de forma mais realista possível. Desse modo, os parâmetros de entrada no modelo SWMM foram ajustados sistematicamente um de cada vez até que as diferenças entre os valores modelados e medidos fossem minimizadas.

Como citado anteriormente, esse processo foi realizado considerando o evento no dia 08/06/2018 devido à disponibilidade dos dados de vazão do canal. Porém, para a comparação dos poluentes, a calibração foi realizada considerando os dados obtidos para o dia 10/05/2018 (Análise 9), uma vez que foi o dia da série amostral que apresentou uma precipitação acumulada (10,2 mm) mais próxima do dia 08/06/2018.

No *software*, após cada simulação, é apresentado um relatório que mostra os erros de continuidade referente ao balanço hídrico, propagação do escoamento e a qualidade de água. A validação busca legitimar os valores obtidos, assegurando a coerência dos resultados alcançados. Caso os erros de continuidade de cada simulação ultrapassem o valor de 10%, a validade dos resultados deverá ser questionada (ROSSMAN, 2015).

4.3.8 Análise de sensibilidade

Uma análise de sensibilidade foi realizada com o intuito de entender melhor a influência dos diferentes parâmetros do modelo na concentração dos poluentes e na sua variabilidade no

canal do Prado. Para isso, foi utilizado o método proposto por Abdulla e Al-Branih (2000), onde cada parâmetro físico das sub-bacias de entrada do modelo SWMM foi alterado em uma faixa de $\pm 50\%$ de seu valor original, mantendo todos os outros parâmetros constantes. Em seguida para cada alteração foi determinado o erro percentual.

Em outras palavras, buscou-se verificar qual a ordem de influência dos parâmetros no resultado da simulação, e quais os parâmetros mais sensíveis de acordo com a porcentagem de variação com que eles interferiram nos dados de saída do modelo.

4.4 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS

Com o objetivo de compreender as formas mais eficientes para reduzir a poluição fecal descarregada no canal do Prado, e de que maneira as variáveis de qualidade da água reagem em função da implementação de diferentes intervenções no sistema, foram efetuadas simulações com distintos cenários.

Primeiramente, foi necessário simular o cenário real, sem intervenção, representando a condição no dia 08 de junho de 2018 das sub-bacias para o evento chuvoso que contabilizou 14 horas (Tabela 4), apenas com diferentes tempos de retorno, para analisar o desempenho do modelo. Em seguida, descoberto o tempo de retorno limite, no qual o erro de continuidade não ultrapassasse os 10%, cinco cenários foram simulados, conforme apresentado no Quadro 8.

A utilização de múltiplos cenários é justificada pelo propósito de analisar qual cenário proporcionaria a melhor resposta em relação à qualidade da água. Para isso, o desempenho dos cenários foi avaliado com base na redução da concentração dos poluentes DBO, DQO e CTT, nos pontos amostrais (Equação 9).

$$\text{Redução da concentração de poluentes (\%)} = \frac{Co_{inicial} - Co_{final}}{Co_{inicial}} \times 100 \quad (\text{Equação 9})$$

Onde: Co_{final} - Concentração do poluente dos cenários com intervenção (C2, C3, C4, C5 e C6);

$Co_{inicial}$ - Concentração do poluente do cenário sem intervenção (C1).

Quadro 8. Cenários simulados.

Cenário	Descrição	Objetivo
De referência (C1)	Trata-se do cenário que mais se aproxima do verificado na realidade, em campo, na bacia hidrográfica e rede de macrodrenagem.	Analisar e obter uma visão global da forma como todo o sistema se comporta sem o auxílio de nenhum tipo de intervenção; fundamental para se compreender e definir melhor todas as estratégias a adotar no futuro.
De interceptação (C2)	Consiste no cenário com a interceptação do lançamento de esgoto nos pontos A, B, D, G, H e J.	Avaliar o comportamento das concentrações dos poluentes durante a propagação do fluxo e a resposta da modelagem matemática a uma proposta de intervenção, caso fossem retiradas as entradas que apresentam maior potencial poluidor, visando a melhoria da qualidade das águas do canal.
De retenção (C3)	Representa a implementação de pavimento permeável nas sub-bacias, utilizando um percentual de 35% de áreas impermeáveis de cada sub-bacia convertidas em pavimentos permeáveis, com base em estimativa da área de vias urbanas, estacionamentos e calçadas.	Averiguar o impacto que os pavimentos permeáveis podem apresentar na melhoria das condições da água escoada no canal; tais técnicas têm sido amplamente aplicados em várias bacias hidrográficas urbanas, uma vez que permitem o armazenamento e a infiltração da água da chuva no solo, logo pode-se esperar um alto efeito de redução do escoamento, porém, na literatura é possível encontrar estudos onde o pavimento de concreto intertravado permeável proporcionou reduções significativas de poluentes (Tirpak <i>et al.</i> , 2020).
De retenção (C4)	Concerne na implementação de biorretenção nas sub-bacias, considerando um percentual de 10% de áreas convertidas em unidades de biorretenção, com base em estimativa da área de canteiros centrais e entornos do canal.	Analisar do impacto que os sistemas de biorretenção podem apresentar na melhoria das condições da água escoada no canal; este cenário foi escolhido tendo em consideração que a área de estudo apresenta uma grande quantidade de arruamentos com tamanho propício à implementação destes sistemas.
Redução da impermeabilidade (C5)	Compreende a redução de 20% no percentual de impermeabilidade para as sub-bacias.	Verificar a interferência da impermeabilização do solo na concentração de poluentes no escoamento; logo, pretende-se avaliar o efeito da redução da impermeabilização na carga de poluentes gerada na área da bacia e transportada pelo escoamento.

4.5 INDICADORES DE DESEMPENHO

O desempenho do modelo durante as etapas de calibração e análise de sensibilidade foi avaliado graficamente e também estatisticamente por meio de índices de ajuste conforme sugerido na literatura. Cinco critérios estatísticos considerados para avaliar o desempenho do modelo incluem o coeficiente de eficiência de Nash–Sutcliffe - NSE, o coeficiente de determinação – R^2 , a raiz quadrada do erro quadrático médio - RMSE, o percentual de tendência - PBIAS e erro relativo - ER. Suas expressões matemáticas (Equações 11, 12, 13, 14 e 15) são indicadas a seguir respectivamente:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (\text{Equação 11})$$

$$R^2 = \frac{(\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(S_i - \bar{S}))^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 \sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})^2} \quad (\text{Equação 12})$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{n}} \quad (\text{Equação 13})$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i) \cdot 100}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \quad (\text{Equação 14})$$

$$ER = \frac{\sum_{i=1}^n S_i - \sum_{i=1}^n O_i}{\sum_{i=1}^n O_i} \times 100 \quad (\text{Equação 15})$$

Em que: i - sequência da série temporal dos pares medidos e simulados; n - número de pares das variáveis medidas e simuladas; O_i - dados observados; S_i - dados simulados; \bar{O} - média dos dados observados.

Apesar de não existir um padrão para o intervalo destas medidas estatísticas de comparação, a interpretação dos parâmetros de ajuste do modelo foi realizada de acordo com Moriasi *et al.* (2007). A Tabela 5 apresenta o sistema de classificação de desempenho qualitativo, indicado por Moriasi *et al.* (2007), empregado para avaliar o desempenho do modelo SWMM.

Tabela 5. Sistema de classificação de desempenho do modelo (MORIASI *et al.*, 2007).

Critério estatístico	Faixas de valor	Classificação de desempenho	Critério estatístico	Faixas de valor	Classificação de desempenho
NSE	> 0,75	Muito bom	PBIAS (Vazão)	< ± 10%	Muito bom
	> 0,65	Bom		≤ ± 15%	Bom
	> 0,50	Satisfatório		≤ ± 25%	Satisfatório
	≤ 0,50	Insatisfatório		> ± 25%	Insatisfatório
R ²	≥ 0,80	Bom	PBIAS (Poluentes)	< ± 25%	Muito bom
	≥ 0,60	Satisfatório		≥ ± 25%	Bom
	< 0,60	Insatisfatório		≥ ± 40%	Satisfatório
				≥ ± 70%	Insatisfatório
RMSE	< (Desvio Padrão/2)	Satisfatório	ER	< 5%	Bom
				< 10%	Satisfatório

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 QUALIDADE DA ÁGUA DO SISTEMA DE MACRODRENAGEM

Inicialmente, faz-se importante caracterizar a qualidade da água do sistema de drenagem da bacia em estudo, durante o período de monitoramento dos cinco pontos ao longo da extensão revestida do canal do Prado.

Matéria orgânica – DBO e DQO

De acordo com as Figuras 21 e 22, constata-se que as menores concentrações de DBO e DQO foram determinadas no primeiro ponto (P1), localizado a jusante do Açude Velho, verificando-se valores medianos de 56,8 e 149,7 mg/L, respectivamente. Essas baixas concentrações podem ser justificadas pela diluição dos poluentes com as águas oriundas do extravasamento desse açude, bem como pelo fato de sua localização ser a montante de todas as contribuições de esgoto. Em contrapartida, o ponto P4 apresentou as maiores concentrações de DBO e DQO, com medianas de 411 e 726,7 mg/L, respectivamente. Ponto este localizado em um tributário que desagua no canal principal, apresentando três grandes contribuições de esgoto, o que pode justificar esses altos valores.

Figura 21. Representação BoxPlot da variável DBO nos períodos seco e chuvoso.

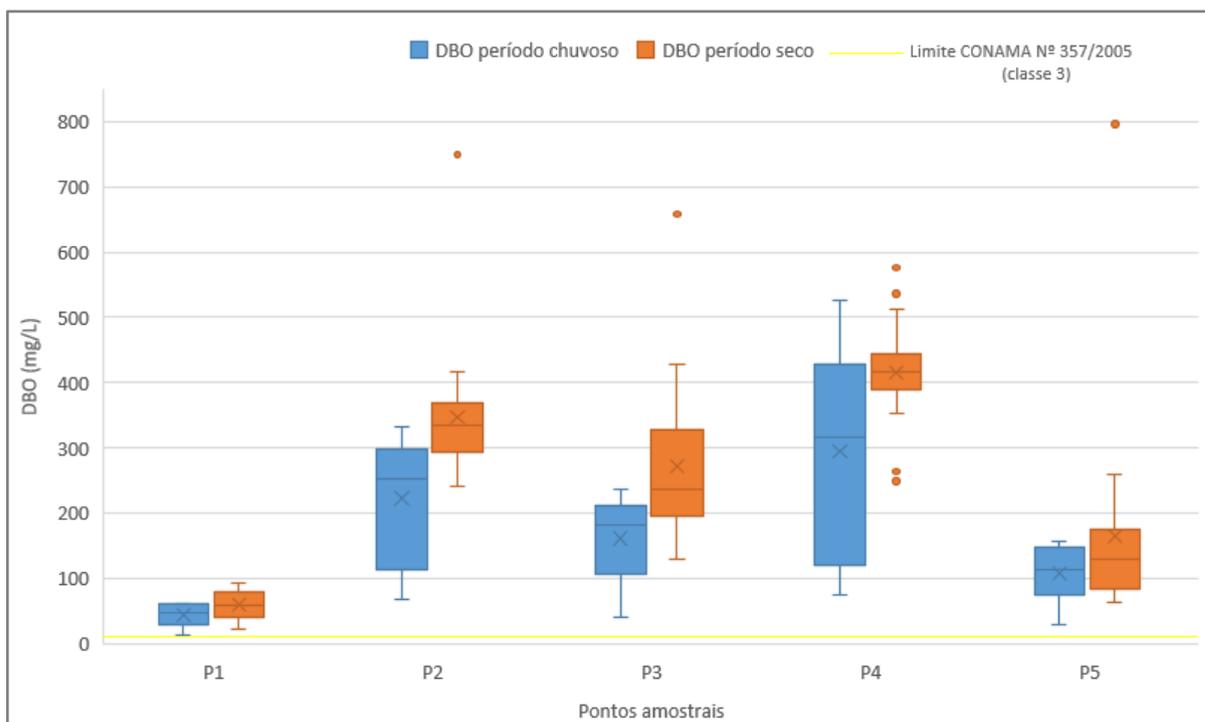
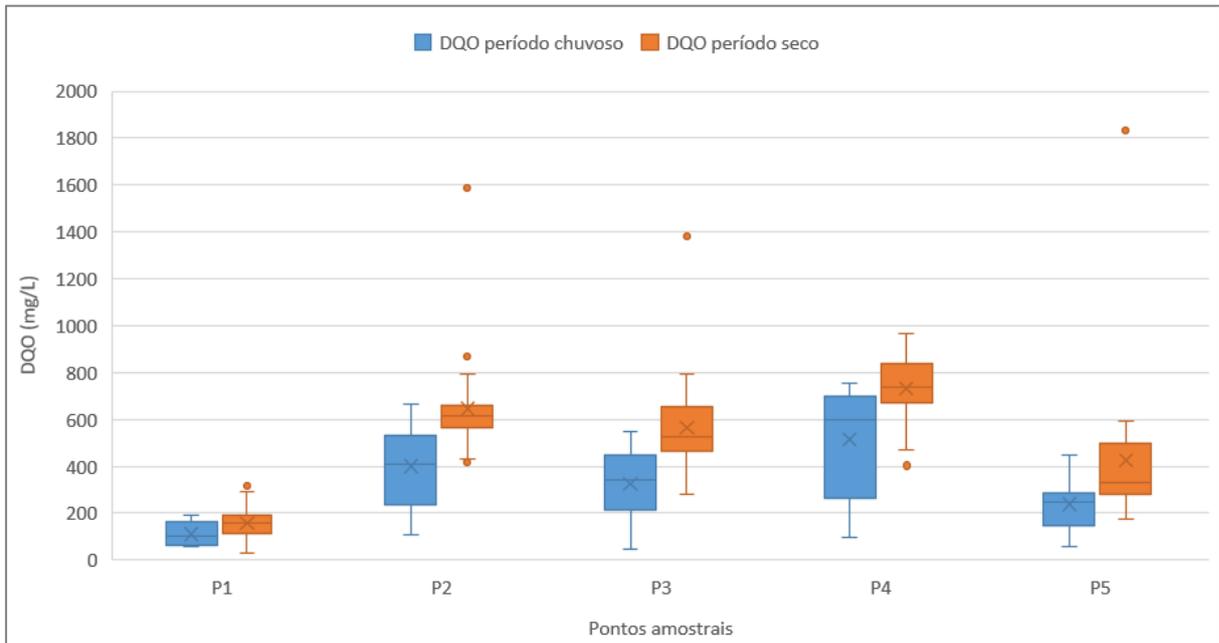


Figura 22. Representação BoxPlot da variável DQO nos períodos seco e chuvoso.



As águas de drenagem do canal do Prado apresentam elevados teores de matéria orgânica após o P1, com medianas de DBO variando de 112,6 a 317,2 mg/L no período chuvoso e de 130,20 a 416,4 mg/L no período seco, valores muito superiores ao limite de 10 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357/2005 (BRASIL, 2005). Os valores de DQO variaram de 249,5 a 599,3 mg/L e 329,7 a 735,4 mg/L para os períodos chuvoso e seco, respectivamente. Tais valores caracterizam o avançado estado de degradação desse corpo hídrico.

Os pontos P2, P3 e P4 apontam os maiores intervalos interquartílicos, assim como as maiores amplitudes, indicando uma maior variabilidade do conjunto de dados quando comparados aos pontos P1 e P5. Essa variabilidade é decorrente dos lançamentos de esgotos domésticos, de forma intermitente. Quando comparada a diferença sazonal dos pontos, percebe-se que durante o período chuvoso houve uma maior variância do que durante o período seco, fato este justificado pela interferência que as intensidades das precipitações e o número de dias antecedentes à coleta sem precipitação causam nas concentrações de DBO e DQO.

Foi verificado ainda a presença de *outliers* (círculos laranjas), durante o período seco, 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. 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, como por exemplo a

limpeza nas margens do canal, sendo realizada a capina da vegetação, que antes atuava na retenção desses sedimentos (VIDAL, 2019).

Fica evidente a influência que a precipitação exerce sobre as concentrações das variáveis de matéria orgânica. Para todos os pontos amostrais, os valores das concentrações de DBO e DQO durante o período chuvoso foram inferiores quando comparados com os valores obtidos no período seco. Isto porque, no período seco, os poluentes tornam-se mais concentrados, devido à redução ou mesmo ausência de volume de água precipitada, sendo os principais contribuintes no canal os lançamentos indiscriminados de esgotos *in natura*, por isso, esse período é considerado crítico quanto à qualidade da água que escoam nos canais de drenagem. Já no período chuvoso, ocorre o efeito da lixiviação dos poluentes acumulados na superfície, no período seco, que escoam para dentro do sistema de macrodrenagem.

No presente estudo, embora tenha havido diluição dos poluentes no período chuvoso, percebe-se que as águas de drenagem do canal do Prado apresentam faixas de concentrações de DBO e DQO típicas de esgotos sanitários, ainda que variando entre concentrações consideradas fracas (P5), médias (P2 e P3) e fortes (P4), segundo classificação de Jordão e Pessoa (2017).

Medeiros (2021), que estudou a qualidade das águas de drenagem do riacho das Piabas, numa das bacias localizadas na área urbana da cidade de Campina Grande, encontrou valores medianos de DBO de até 193 mg/L (período seco) e 205 mg/L (período chuvoso); e de DQO de até 311 mg/L (período seco) e 310 mg/L (período chuvoso). Percebe-se que, além de apresentarem menores teores de matéria orgânica, ocorreu uma pequena variação nas concentrações entre os períodos climáticos, diferentemente do que foi observado nessa pesquisa.

Coliformes Termotolerantes - CTT

Os valores de CTT verificados nas águas de drenagem do canal do Prado para os períodos seco e chuvoso foram muito elevados, entre 10^5 e 10^7 UFC/100mL, conforme apresentado na Figura 23. Segundo Metcalf e Eddy (2016), essas concentrações mais altas estariam próximas aos valores típicos de esgoto sanitário ($10^6 - 10^7$ UFC/100mL). O ponto P1 apresentou os menores valores de CTT, já nos pontos P2 e P4 foram observados os valores mais elevados desta variável, justificados por estarem situados nos dois principais tributários do canal, que recebem grande volume de esgoto doméstico diariamente, bem como o lançamento de resíduos sólidos no canal de drenagem (Figura 24).

Foram obtidos valores medianos de CTT variando de $1,9 \cdot 10^6$ a $5,1 \cdot 10^6$ UFC/100mL no período chuvoso e de $3,0 \cdot 10^6$ a $6,3 \cdot 10^6$ UFC/100mL no período seco, valores muito superiores a recomendação da Resolução CONAMA N° 357/2005 para um corpo de água doce de classe 3 (≤ 4000 UFC/100mL). Diferentemente da DBO e DQO, exprimem menores intervalos interquartílicos, o que pode ser decorrente da ordem de grandeza estabelecido para o indicador, e durante o período chuvoso houve uma menor variância do que durante o período seco, determinando que os lançamentos de esgoto interferem de forma mais significativa nas concentrações de CTT.

Embora as concentrações de CTT sejam influenciadas por muitos fatores ambientais, como radiação solar, temperatura e dessecação (PAN *et al.*, 2021), que afetam sua sobrevivência/morte, fica evidente o importante papel da lixiviação, conforme verificado no período chuvoso, no qual os valores de CTT foram inferiores aos obtidos para o período seco. Logo, assim como ocorre para as variáveis de matéria orgânica, a precipitação dilui as águas superficiais e diminui a concentração dos coliformes.

Figura 23. Representação BoxPlot da variável CTT para os períodos seco e chuvoso.

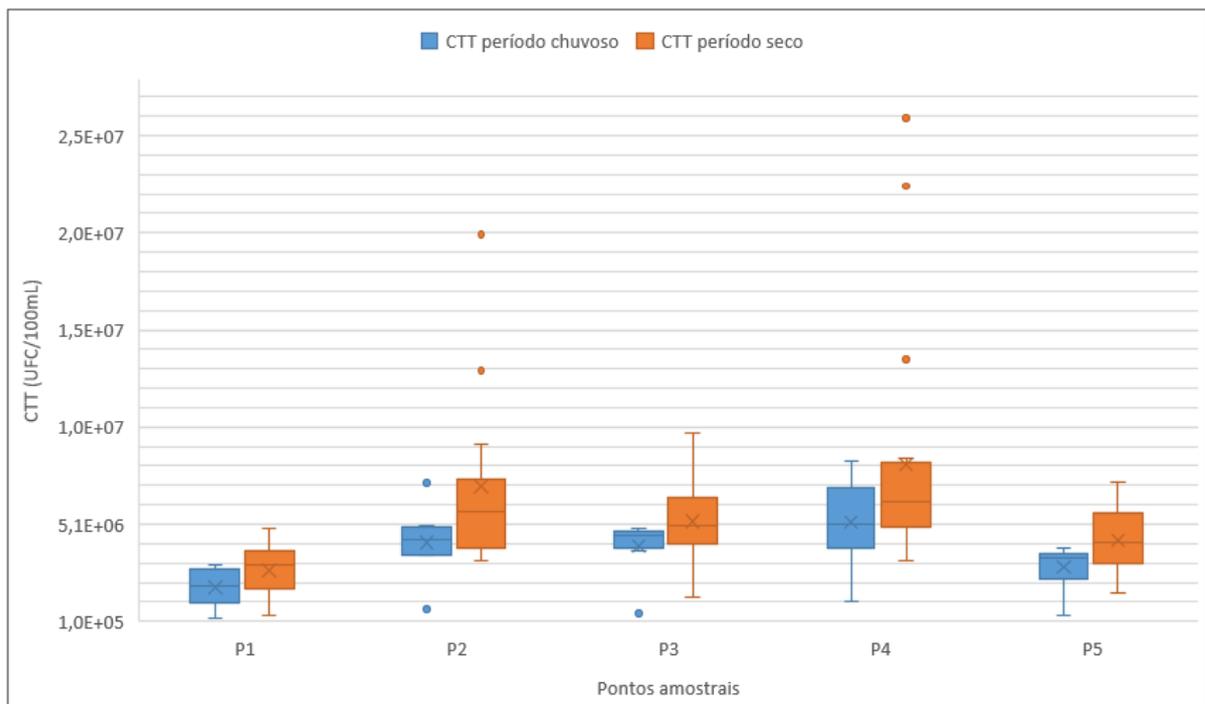


Figura 24. Contribuições de esgoto doméstico e deposição de resíduos sólidos na área de estudo.



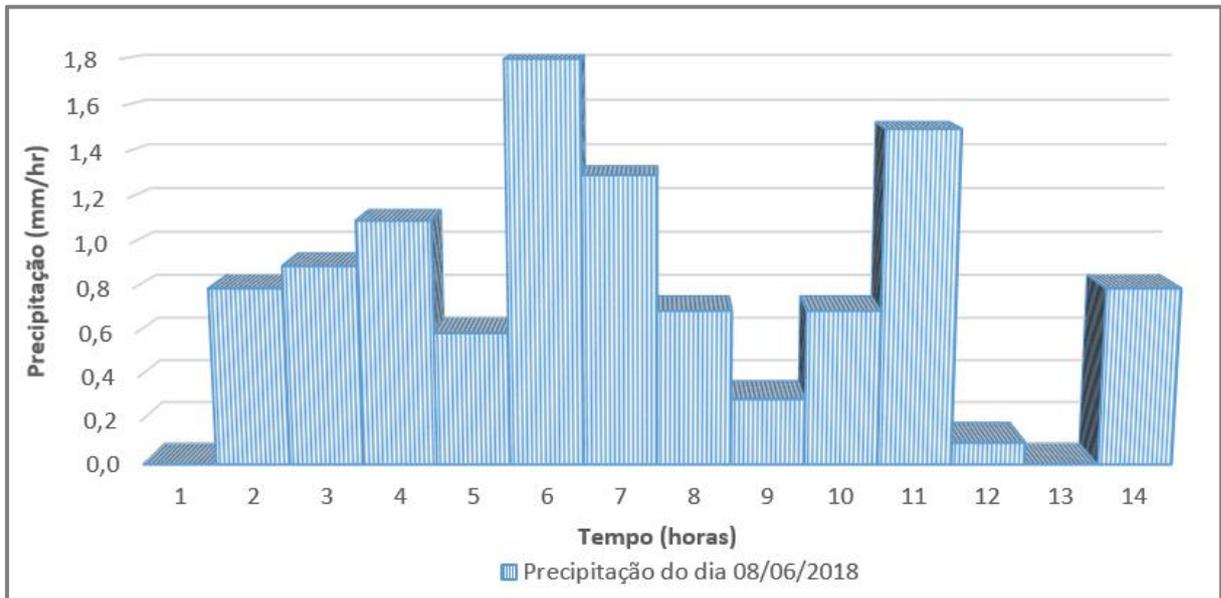
Fonte: Camelo (2019); Costa Filho (2020); Vidal (2019).

5.2 MODELAGEM HIDROLÓGICA NO SWMM

5.2.1 Dados hidrológicos

A Figura 25 apresenta o hietograma para o evento de precipitação que ocorreu no dia 8 de junho de 2018 (cenário real), apresentando um total acumulado de 10,6 mm e três dias antecedentes sem chuva. Observam-se picos de precipitação com 4 (1,1 mm), 6 (1,8 mm), 11 (1,5 mm) e 14 (0,8 mm) horas. Esta precipitação foi utilizada na calibração do modelo e na simulação do cenário real.

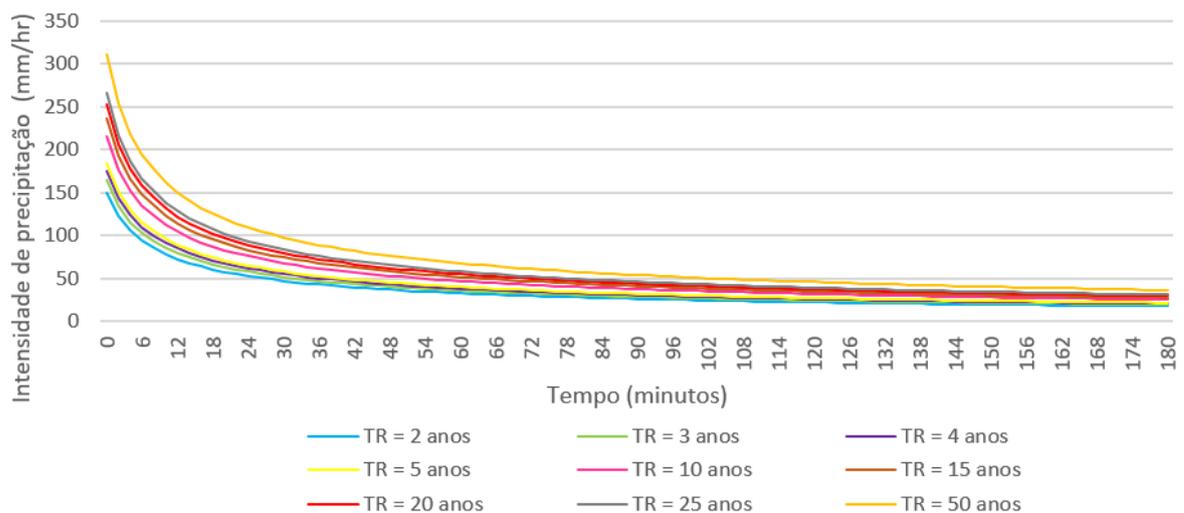
Figura 25. Hietograma do evento de precipitação ocorrido em 08/06/2018.



Fonte: Autora (2022).

Para o desenvolvimento dos cenários propostos, construíram-se hietogramas de projeto para os diferentes tempos de retorno utilizados, a partir das intensidades estimadas pela curva IDF (Figura 26). O tempo de retorno adotado para as simulações será apresentado a seguir (Tópico 5.2.5).

Figura 26. Curva IDF de Campina Grande – PB.



Fonte: Aragão *et al.* (2000).

Cumprе salientar que esses dados hidrológicos apresentados são essenciais para realizar a simulação, uma vez que, geram a vazão de escoamento permitindo a construção e a execução

do modelo (MEDEIROS, 2021). Também são necessários para se entender o potencial do modelo em simular eventos com diferentes tempos de retorno.

5.2.2 Modelagem da qualidade de água

A modelagem da qualidade de água no SWMM é realizada associando os poluentes aos usos do solo. Neste estudo foi considerado que cada ponto amostral representou as características de determinadas áreas de contribuição associadas, em termos de acúmulo e lixiviação de poluentes.

Acúmulo dos poluentes

São apresentados no Quadro 9 os valores medianos da concentração de matéria orgânica e de Coliformes Termotolerantes (DBO, DQO e CTT), obtidos durante o período seco em cada ponto amostral, e as associações desses pontos às sub-bacias. Dessa forma, observa-se que o ponto de monitoramento P2 foi associado às sub-bacias D1, D2 e D3; o ponto P1 foi associado às sub-bacias D4 e D5; o ponto P3 à sub-bacia D6; o ponto P4 à sub-bacia D7; e o ponto P5 à sub-bacia D8.

Quadro 9. Medianas das concentrações de poluentes no período seco para determinar a constante de acúmulo C_1 .

Medianas das concentrações de poluentes				
Sub-bacias	Pontos	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	CTT (UFC/L)
D1 a D3	P2	334,2	614,37	5,75 E+07
D4 e D5	P1	58,27	157,99	3,00 E+07
D6	P3	236,62	523,91	5,00 E+07
D7	P4	416,4	735,38	6,28 E+07
D8	P5	130,2	329,76	4,15 E+07

No Quadro 10 encontram-se os resultados alcançados para o coeficiente C_1 , que corresponde à acumulação máxima possível por unidade de área, e para a constante de semi-saturação C_2 . Os valores de C_1 foram levantados por meio das concentrações dos poluentes (Quadro 9), da área de contribuição e do volume precipitado; já o valor de C_2 foi calculado como a metade da média do número de dias antecedentes sem chuvas, durante o período seco.

Quadro 10. Constantes de acúmulo (C_1 e C_2) utilizadas na função de saturação (Equação 7).

Sub-bacias	C_1 (kg/ha)		C_1 (UFC/ha)	C_2 (1/dia)
	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	CTT (UFC/L)	
D1 a D3	36,15	65,49	5,83 E+12	10,95
D4 e D5	6,23	16,78	3,28 E+12	
D6	25,18	55,58	5,3 E+12	
D7	44,03	78,29	6,41 E+12	
D8	13,83	33,85	4,13 E+12	

Lixiviação dos poluentes

Para determinação do coeficiente C_1 da função de lixiviação, foram adotados os valores das medianas das concentrações dos poluentes durante o período chuvoso (Quadro 11), dado que a lixiviação corresponde ao processo de lavagem das superfícies durante um evento de precipitação.

Quadro 11. Medianas das concentrações de poluentes no período chuvoso, utilizadas como coeficiente de lixiviação na função CME (Equação 8).

Medianas das concentrações de poluentes - coeficiente de lixiviação (C_1)				Expoente
Sub-bacias	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	CTT (UFC/L)	
D1 a D3	265,50	418,37	4,65E+07	1,0
D4 e D5	48,06	105,88	2,50E+07	
D6	198,00	340,14	4,50E+07	
D7	338,50	662,65	5,25E+07	
D8	118,50	251,01	3,50E+07	

5.2.3 Calibração e validação

Esta etapa foi realizada para a vazão de escoamento e para as variáveis de qualidade da água do canal, ajustando-se os valores dos parâmetros de entrada e as condições iniciais, obtendo-se um modelo que representasse as condições previamente conhecidas do processo natural modelado, ou seja, apto a simular as condições da bacia hidrográfica modelada e dos cenários propostos. Em seguida, realizou-se a determinação da acurácia do modelo, isto é, a comparação entre os valores simulados e observados/medidos antes e após a calibração, por meio dos indicadores de desempenho (descritos no tópico 4.5).

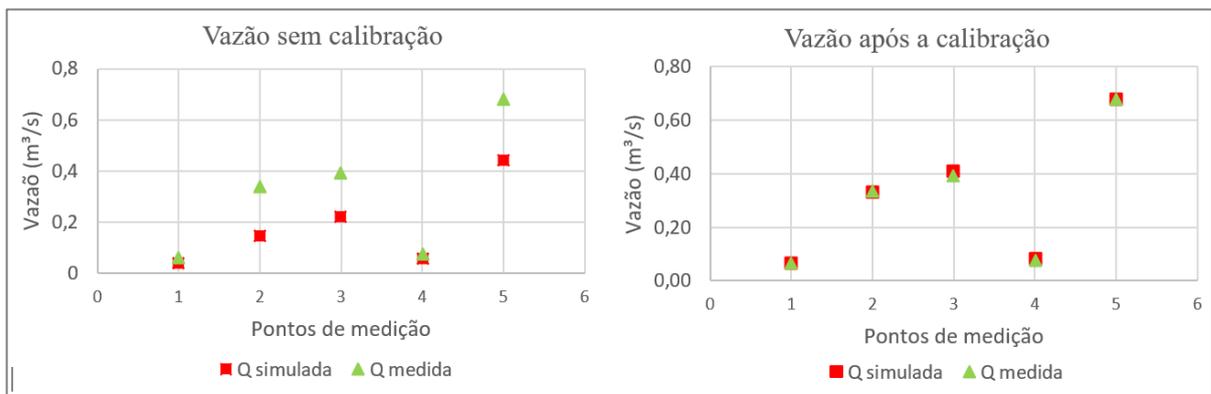
Calibração - Vazão

A Figura 27 ilustra o comportamento da vazão simulada em relação à vazão estimada, antes e após a calibração, nos pontos P1, P2, P3, P4 e P5. Para se obter esses resultados, ajustaram-se os dados de entrada correspondentes às vazões de esgoto, à porcentagem da área impermeável, ao número de Manning da área impermeável e à declividade, utilizando-se como referência os valores de vazão medidos durante o evento chuvoso ocorrido no dia 08/06/2018.

Foi verificado que as vazões obtidas na primeira simulação (Q simulada), sem calibração, apresentaram comportamento semelhante às medidas *in loco* (Q medida) para os pontos P1 e P4, e um comportamento divergente para os pontos P2, P3 e P5, subestimando os valores medidos. Porém, para todos os pontos, antes da calibração, os erros relativos apresentaram valores altos, variando entre 21,3% e 55,5%.

Após a calibração foi possível observar, para todos os pontos, um melhor ajuste entre os valores simulados e os medidos *in loco*, com erros relativos variando de 0,25% a 5,2%, apresentando, dessa forma, uma boa eficiência da calibração.

Figura 27. Vazão no canal sem calibração e após a calibração no SWMM.



Com relação aos indicadores de desempenho, ao se comparar as vazões simuladas (Q simulada) com o valor real de medição (Q medida), foram obtidos os seguintes valores: o Coeficiente de Nash-Sutcliffe - NSE, que assume valores entre $-\infty$ e 1, e quanto mais próximo de 1 melhor o ajuste entre os dados, apresentou um valor igual a 0,98, sendo considerado um desempenho muito bom; o Coeficiente de determinação - R^2 , que varia de 0 a 1, e quanto mais próximo de 1 menor a variância, apresentou um valor de 0,97, uma boa classificação de desempenho; o percentual de tendência - PBIAS, que tem como valor ideal 0%, apresentou um valor de 21%, sendo ainda considerado um desempenho satisfatório; e a raiz quadrada do erro quadrático médio - RMSE, que indica um ajuste perfeito com valores próximos a 0,0,

apresentou um valor de 0,0015, considerado satisfatório. O resultado do desempenho da calibração da vazão está resumido na Tabela 6.

Tabela 6. Valores e classificação de desempenho obtidos na calibração da vazão no modelo SWMM.

Indicador de desempenho	Valor	Classificação de desempenho (MORIASI <i>et al.</i> , 2007)
NSE	0,98	Muito bom
R ²	0,97	Bom
PBIAS	21%	Satisfatório
RMSE	0,0015	Satisfatório

Como pode ser observado, apesar dos dados de vazão não terem sido medidos ao longo do tempo e em todo o evento de precipitação, devido à dificuldade de acesso a um equipamento automático de medição, essa limitação não comprometeu a calibração da modelagem, pois o modelo representou bem as vazões medidas.

Calibração - Qualidade da água

A Figura 28 apresenta o comportamento das variáveis DBO, DQO e CTT, antes e após a calibração, nos pontos P1, P2, P3, P4 e P5. Foi possível se obter esses resultados, ajustando-se os valores das concentrações das entradas de esgoto e os coeficientes adotados nas funções de acúmulo e lixiviação de poluentes. Utilizando-se como referência os valores de concentrações dos poluentes obtidos para o dia 10/05/2018, data esta que apresentou uma precipitação com um total acumulado de 10,2 mm, sendo, dentro da série temporal de análises de qualidade de água, a mais próxima do dia 08/06/2018.

Anteriormente à calibração, observa-se uma discrepância entre os valores medidos e simulados, principalmente para os CTT, provavelmente pelo fato deste indicador está diretamente relacionado às contribuições de esgoto e os dados de qualidade inseridos no modelo para essas contribuições serem estimados.

Contudo, analisando o ajuste dos dados de qualidade após a calibração, observa-se que foi possível obter um modelo gerando respostas muito próximas ao comportamento do sistema real, com erros relativos variando de 0,0016 % a 5,38 %.

É apresentado na Tabela 7 os valores dos indicadores de desempenho, quanto à calibração dos poluentes analisados. Pode-se admitir que, apesar das medições em campo estarem sujeitas às variabilidades horárias dos lançamentos de esgoto na rede de drenagem em vista do consumo,

às diferentes fontes de poluição pontual e à distribuição espacial da precipitação sobre as sub-bacias, o modelo apresentou um resultado satisfatório para a calibração.

Validação

A validação, em todos os cenários simulados nesta pesquisa, foi verificada a partir dos erros de continuidade gerados pelo próprio SWMM, apresentando-se satisfatória em todas as simulações, pois os erros foram inferiores a 10%, limite estabelecido pelo *software*. Desse modo, obteve-se uma variação de 0,055% a 0,065% para o volume de escoamento, de 0,22% a 0,74% para a propagação da vazão, de 1,74% a 9,6% para a DBO, de 1,7% a 8,4% para a DQO e de 4,2% a 9,8% para CTT.

Figura 28. Concentração dos poluentes DBO, DQO e CTT, sem calibração e após a calibração, no SWMM.

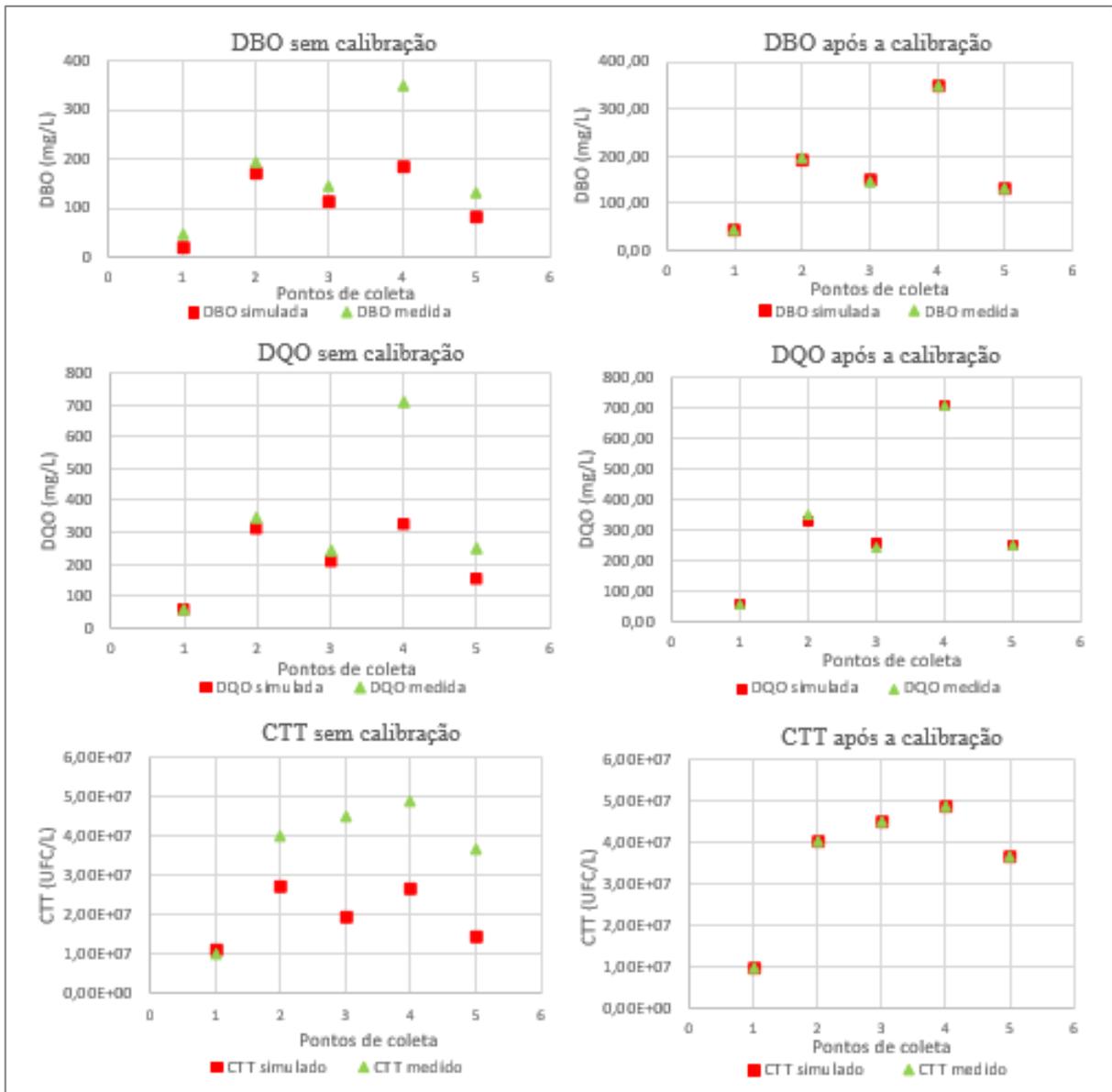


Tabela 7. Valores e classificação de desempenho obtidos na calibração dos poluentes no modelo SWMM.

Poluente	Indicador de desempenho	Valor	Classificação de desempenho (MORIASI <i>et al.</i> , 2007)
DBO	NSE	0,97	Muito bom
	R ²	0,96	Bom
	PBIAS	23%	Muito bom
	RMSE	0,89	Satisfatório
DQO	NSE	0,99	Muito bom
	R ²	0,97	Bom
	PBIAS	13%	Muito bom
	RMSE	0,95	Satisfatório
CTT	NSE	0,99	Muito bom
	R ²	0,99	Bom
	PBIAS	- 1,05%	Muito bom
	RMSE	8492,58	Satisfatório

5.2.4 Análise de sensibilidade

Conforme apresentado na Tabela 8, os valores iniciais dos parâmetros foram variados em uma faixa de $\pm 50\%$, a fim de identificar os parâmetros mais sensíveis, que afetam os dados de saída do modelo. A partir disso, a taxa percentual de mudanças nos dados de saída do modelo, para a vazão do escoamento superficial e para as concentrações das variáveis DBO, DQO e CTT, foi considerada.

Cumprir destacar a importância desta análise na utilização do modelo SWMM, diante da necessidade do grande número de variáveis de entrada, ao passo que auxilia na construção de cenários mais fidedignos para simulações.

O parâmetro que demonstrou ter influência mais significativa sobre simulações do modelo referentes aos dados observados, sendo assim, considerado o mais sensível, foi a porcentagem da área impermeável (*Imperv*). Foram verificadas para esse parâmetro taxas de mudanças nos dados de saída de até 65,69%, o que indica que a porcentagem de área impermeabilizada regula a vazão de escoamento do canal e, conseqüentemente, influi na diluição/concentração dos poluentes.

Entre estudos realizados, também tem sido atribuída uma grande sensibilidade ao parâmetro da porcentagem de área impermeável. Pesquisadores como Zakizadeh *et al.* (2022) e Maharjan, Pachel e Loigu (2017), também encontraram uma influência semelhante para o

parâmetro *Imperv*, reafirmando, então, a necessidade de uma boa coleta de dados sobre uso e ocupação dos solos.

Tabela 8. Parâmetros do modelo SWMM na análise de sensibilidade.

Parâmetros	Valor inicial	+50%	-50%
<i>Width</i> (m)	*	*	*
<i>Slope</i> (%)	*	*	*
<i>Imperv</i> (%)	*	*	*
N- <i>Imperv</i>	0,014	0,021	0,007
N- <i>Perv</i>	0,05	0,075	0,025
<i>Dstore-imperv</i> (mm)	1,91	2,865	0,955
<i>Dstore-perv</i> (mm)	5,08	7,62	2,54
<i>Zero-imperv</i> (%)	10	15	5
Capacidade de infiltração inicial (mm/hr)	396,1	594,15	198,05
Capacidade de infiltração final (mm/hr)	7,1	10,65	3,55
Constante de decaimento (L/hr)	2,677	4,0155	1,3385

* Calculado para cada sub-bacia.

Outros parâmetros que se apresentaram fortemente correlacionados com os dados de saída foram a largura (*Width*), o número de Manning da área impermeável (*N-Imperv*) e a declividade média (*Slope*), com taxas de mudanças nos dados de saída de até 25,0%, 25,55% e 16,67%, respectivamente. Os demais parâmetros analisados não apresentaram qualquer tipo de influência nos dados de saída do modelo, se mostrando parâmetros de pouca sensibilidade. Formiga *et al.* (2016) analisaram o modelo SWMM para a Bacia Hidrográfica do Arroio Cancela, localizada em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil, e verificaram os mesmos parâmetros identificados neste trabalho como mais sensíveis.

Logo, a classificação da influência dos parâmetros nos dados de saída do modelo, em ordem do mais sensível para o menos sensível, foi a porcentagem da área impermeável (*Imperv*), a largura (*Width*), o número de Manning da área impermeável (*N-Imperv*), e a declividade média (*Slope*), seguidos dos parâmetros que não apresentaram nenhuma influência, número de Manning da área permeável (*N-Perv*), armazenamento em depressões na área impermeável (*Dstore-imperv*), armazenamento em depressões na área permeável (*Dstore-perv*), porcentagem da área impermeável sem armazenamento em depressões (*Zero-imperv*), capacidade de infiltração inicial, capacidade de infiltração final e constante de decaimento da infiltração. Com relação aos três últimos parâmetros, referentes à infiltração das sub-bacias,

acredita-se que não foram influentes pelo fato de se tratar de uma bacia urbanizada, com altos índices de área impermeável.

Zakizadeh *et al.* (2022) encontraram uma influência semelhante ao apresentado, no entanto, a profundidade de armazenamento da depressão na área impermeável (*Dstore-Imperv*) de suas sub-bacias foi mais sensível do que o número de Manning da área impermeável (*N-Imperv*) e a declividade (*Slope*), o que não foi o caso neste estudo.

Através da Figura 29, verifica-se que à medida que a porcentagem de área impermeabilizada das sub-bacias (*Imperv*) e o número de Manning da área impermeável (*N-Imperv*) são reduzidos, diminuíram os valores das vazões de escoamento no canal. O inverso ocorre para os parâmetros largura (*Width*) e declividade média (*Slope*), que, quando reduzidos, aumentaram os valores das vazões de escoamento no canal.

Quanto às variações nas concentrações dos poluentes analisados, constata-se que para DBO, DQO e CTT, da mesma forma que para vazão, o parâmetro que promoveu maior influência foi a porcentagem de área impermeabilizada das sub-bacias (*Imperv*). Contudo, nesta situação, à medida que a porcentagem de área impermeabilizada das sub-bacias (*Imperv*) e o número de Manning da área impermeável (*N-Imperv*) são reduzidos, as concentrações dos indicadores de qualidade da água aumentam. Logicamente, isso é resposta da diminuição da vazão escoada, o que acaba por não diluir a concentração dos poluentes.

Percebe-se ainda uma diferença de comportamento entre os pontos amostrais, quanto maiores os valores de vazão e das concentrações das variáveis de qualidade da água, maiores são as alterações sofridas nos pontos a partir das variações dos parâmetros de entrada. Exemplo disto está no gráfico representativo da DBO, enquanto o P1, que possui um valor de aproximadamente de 50 mg/L de DBO, sofre poucas alterações, o P4, que possui o maior valor de DBO, sofre grandes alterações.

Figura 29. Alterações na vazão de escoamento do canal do Prado e nas concentrações das variáveis DBO, DQO e CTT, para variações dos parâmetros de entrada no modelo SWMM. (Parte 1)

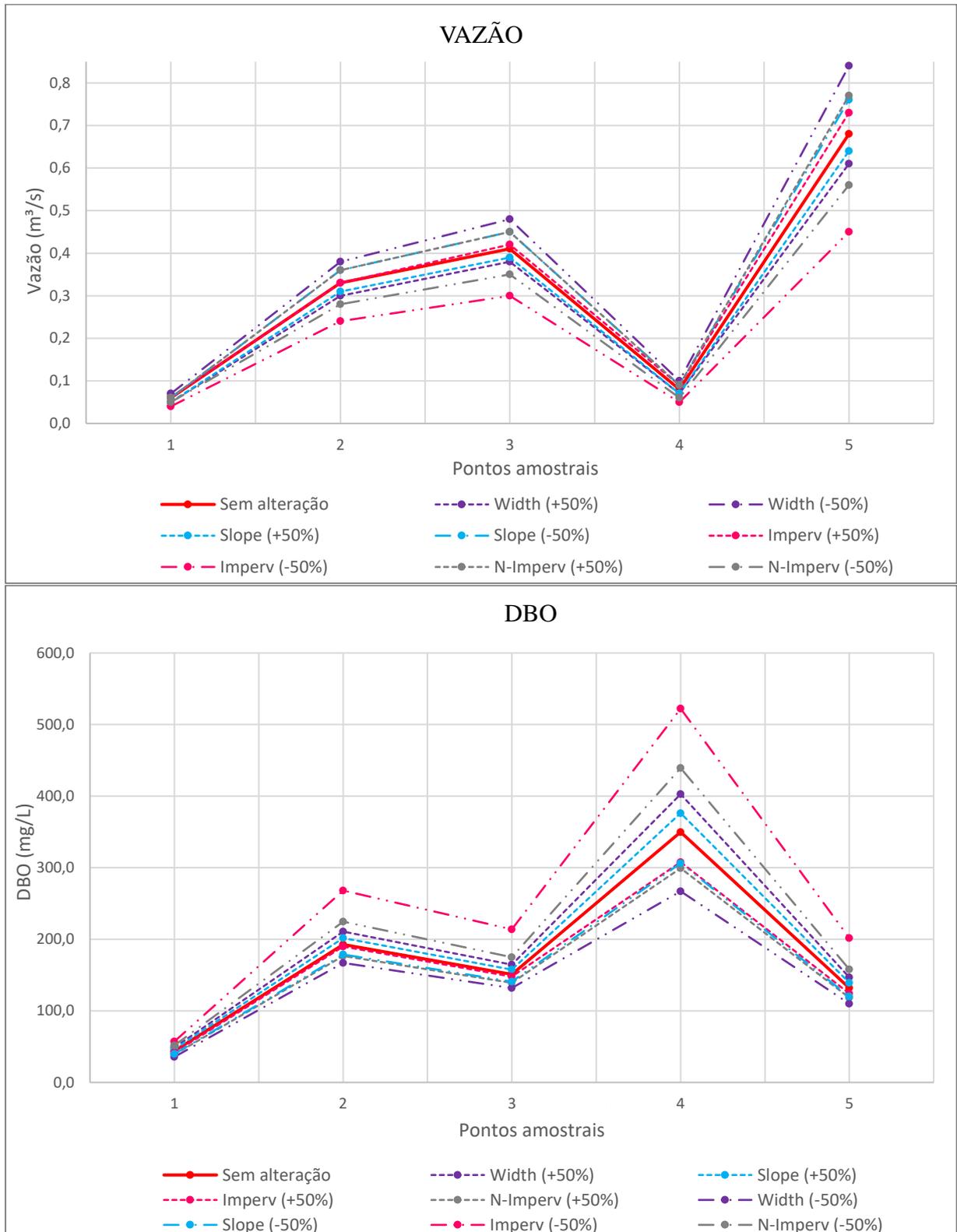
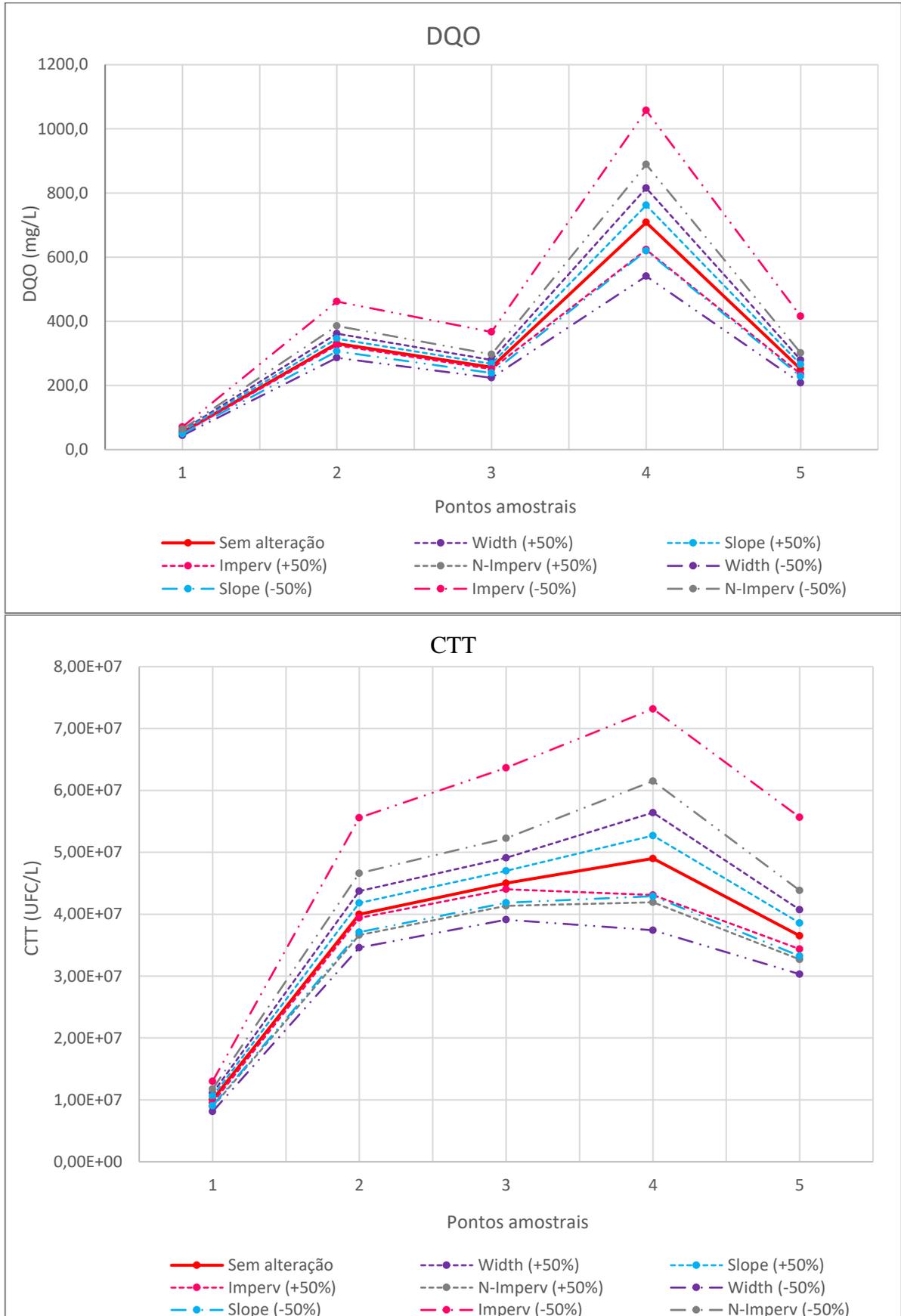


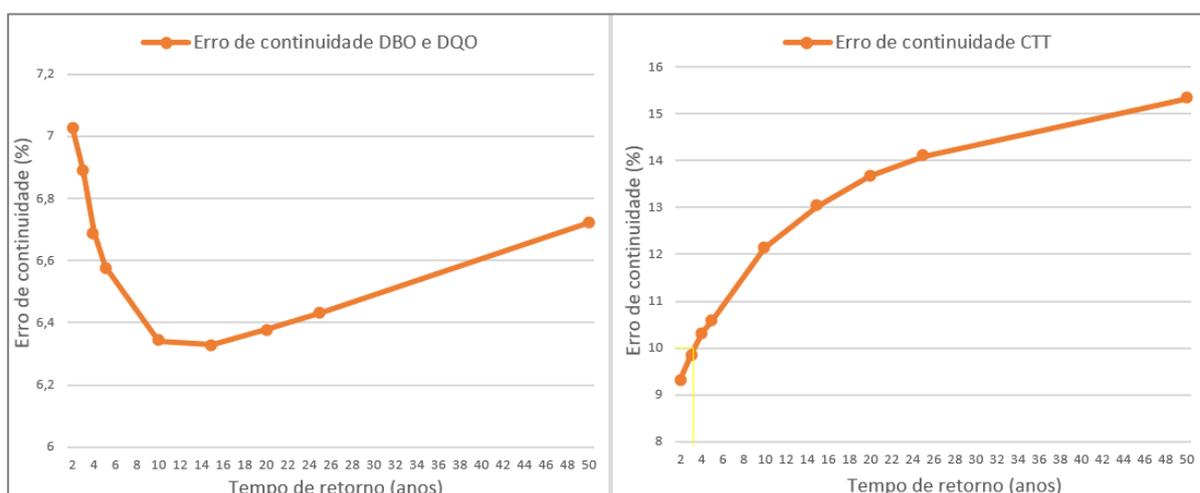
Figura 29. Alterações na vazão de escoamento do canal do Prado e nas concentrações das variáveis DBO, DQO e CTT, para variações dos parâmetros de entrada no modelo SWMM. (Parte 2)



5.2.5 Desempenho do modelo em relação a diferentes tempos de retorno

Com o intuito de se compreender o desempenho do modelo SWMM para o canal do Prado, frente a simulações com diferentes tempos de retorno, bem como constatar até onde o modelo é representativo, considerando um erro de continuidade de até 10%, se propôs simulações com 2, 3, 4, 5, 10, 15, 20, 25 e 50 anos de tempo de retorno, de acordo com a situação real do evento chuvoso do dia 8 de junho de 2018, que apresentou um total acumulado de 10,6 mm. A partir da Figura 30 visualiza-se a diferença entre o comportamento dos erros de continuidade com relação aos tempos de retorno, para simulações considerando apenas a variável CTT e simulações considerando DBO e DQO.

Figura 30. Erro de continuidade para simulações com variáveis DBO e DQO, e somente com CTT.

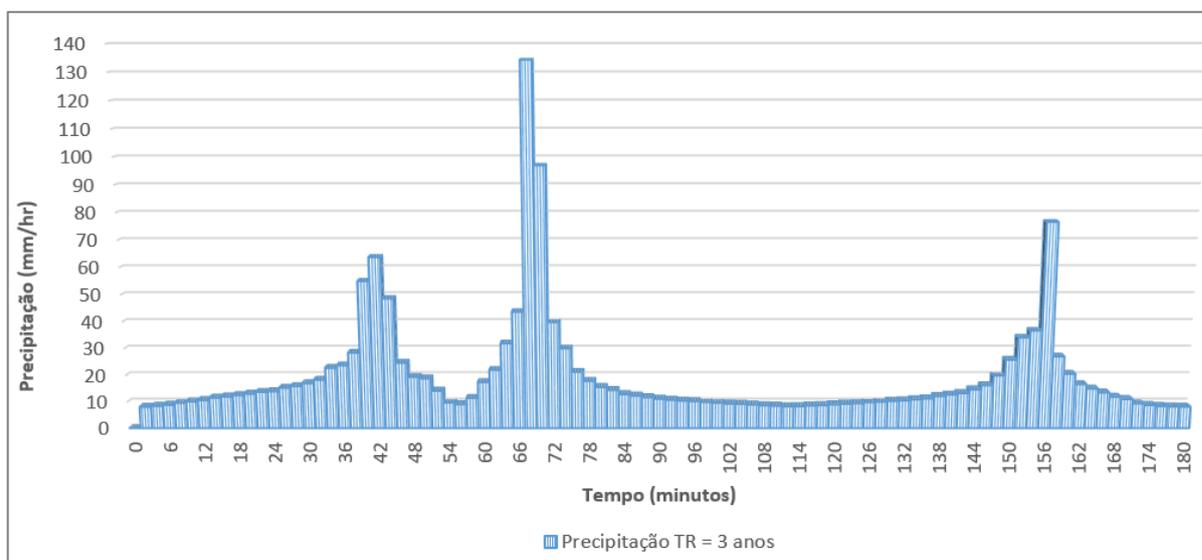


Quando consideradas nas simulações apenas as variáveis DBO e DQO, desconsiderando CTT, o modelo apresentou erros de continuidade menores, refletindo um melhor desempenho. Logo, pode-se afirmar que o modelo SWMM, apesar de ser capaz de simular os Coliformes Termotolerantes e de obter bons desempenhos para as variáveis DBO e DQO, não apresenta uma boa representatividade para as bactérias, uma vez que não é satisfatório para tempos de retorno altos, quando considerada a Bacia Hidrográfica Riacho do Prado.

Isto pode ser afetado pela quantidade de eventos calibrados, uma vez que modelos calibrados com poucos eventos podem ser facilmente mascarados e não representem a resposta global da bacia, mas apenas algumas situações específicas. Contudo, este aspecto da pesquisa precisa ainda de melhorias e estudos mais aprofundados para a construção de um consenso, pois cada modelo hidrológico representa uma situação diferente, com tamanhos de bacias completamente diferentes, bem como diferentes resoluções espaciais.

Interpolando, obteve-se um tempo de retorno limite (erro de continuidade $\leq 10\%$) igual a 3,28 anos. Diante disso, a fim de se realizar as simulações para os cenários propostos com um tempo de retorno dentro do limite aceitável, adotou-se um TR=3 anos. A chuva de projeto para este período de retorno apresentou intensidade de 19,1 mm/h e um total precipitado de 57,3 mm, após o evento com duração de 3 horas. Na Figura 31, observa-se o hietograma de projeto para a precipitação com tempo de retorno de 3 anos.

Figura 31. Hietograma para a chuva de projeto com Tr = 3 anos.



Fonte: Autora (2022).

5.2.6 Cenários propostos

Para as simulações dos cenários propostos, optou-se por representar o comportamento das concentrações dos poluentes na água do canal do Prado no período chuvoso. Em princípio será apresentada a condição do cenário real da rede de macrodrenagem do canal do Prado, para compreender o comportamento da vazão e da qualidade da água pluvial (C1). Será verificada a viabilidade da proposta de intervenção com a retirada de seis pontos de descarga de esgoto (C2). Em seguida, os cenários de intervenção com a implementação de técnicas de desenvolvimento urbano de baixo impacto, LIDs, (C3 e C4). E, por último, será analisado o comportamento do cenário com uma perspectiva de redução das áreas impermeáveis nas sub-bacias para tentar solucionar os possíveis problemas relacionados com a qualidade da água pluvial (C5).

Cenário de referência (C1)

Neste cenário foi adotada chuva de projeto com tempo de retorno de 3 anos, como citado no tópico anterior, total precipitado de 57,3 mm e 3 dias antecedentes sem chuva. O Quadro 12 apresenta o balanço resumido da modelagem executada. As sub-bacias D8, D6 e D3 apresentaram os maiores picos de escoamento e volumes totais escoados, o que pode estar associado às extensas áreas de contribuição. Além do mais, as maiores massas de poluentes lixiviados também foram observados nessas bacias, devido às altas taxas de impermeabilização e existência de pontos de lançamentos de esgoto.

Quadro 12. Resultados da modelagem do cenário de referência C1.

Sub-bacias	Área total (m ²)	Pico de escoamento (m ³ /s)	Volume total escoado (m ³)	Lixiviação de poluentes		
				DBO (kg)	DQO (kg)	CTT (LogN)
D1	402600	9,55	21780	313,18	567,22	13,70
D2	790000	15,95	42970	614,77	113,43	13,99
D3	1886700	25,99	102450	1468,76	2660,10	14,37
D4	1104950	18,25	58920	148,38	399,02	13,89
D5	688700	12,49	35210	92,48	248,70	13,68
D6	3130600	51,44	155860	1696,46	3745,30	14,55
D7	1273800	21,51	61120	1207,28	2146,47	14,24
D8	6655500	85,15	331130	1705,87	4380,74	14,74

As Figuras 32, 33, 34 e 35, ilustram o comportamento do escoamento superficial e das concentrações de DBO, DQO e CTT decorridas 3, 4 e 8 horas de simulação. Dessa forma, fica evidente a influência da precipitação na concentração dos poluentes. A partir da Figura 32, verifica-se que ao passar do tempo, após o fim da precipitação, os valores da vazão da água escoada pelo canal diminuíram, o que já era esperado, pois o canal deixa de receber o volume precipitado. Já nas Figuras 33, 34 e 35, visualiza-se a influência que essa diminuição da vazão causa nas variáveis de qualidade da água.

Com o fim da chuva, marcando as 3 horas de simulação, constata-se que todos os trechos do canal manifestam concentrações menores (ilustrado pela cor azul escuro) para todas as variáveis analisadas. Após 4 horas de simulação, uma hora após o fim da chuva, os valores das concentrações dos poluentes acabam por aumentar consideravelmente nos pontos localizados a jusante de contribuições de esgoto doméstico. Depois das 8 horas de simulação, percebe-se que a vazão de escoamento deixa de diluir as concentrações dos poluentes, e os trechos se tornam mais críticos (ilustrado pela cor vermelha e amarela) quanto à qualidade, com destaque para os

CTT, onde todos os trechos do canal apresentam valores superiores (ilustrado pela cor vermelha).

Figura 32. Mapas do comportamento do escoamento superficial na simulação para chuva de projeto (Tr= 3 anos) após a) 3h de simulação; b) 4h de simulação; e c) 8h de simulação.

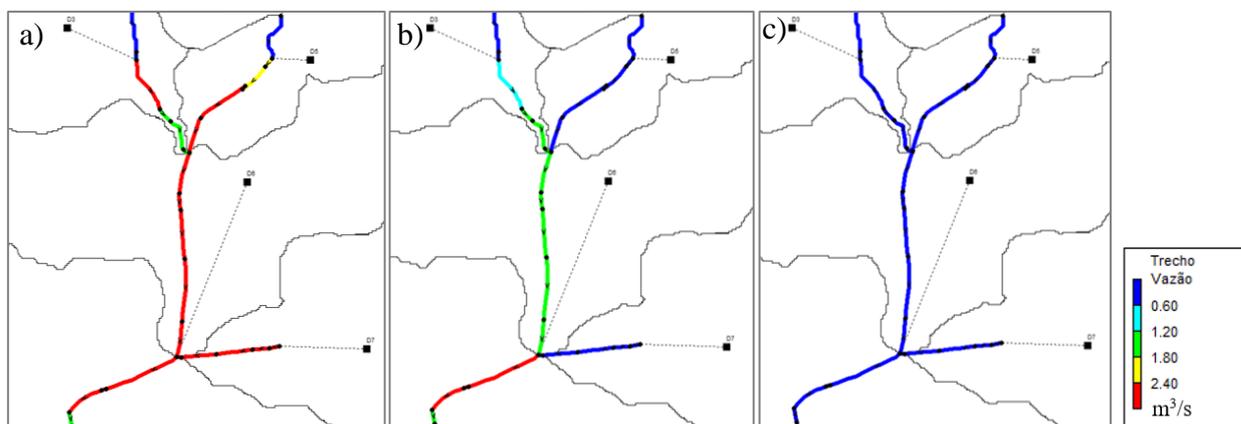


Figura 33. Mapas da concentração de DBO na simulação para chuva de projeto (Tr= 3 anos) após a) 3h de simulação; b) 4h de simulação; e c) 8h de simulação.

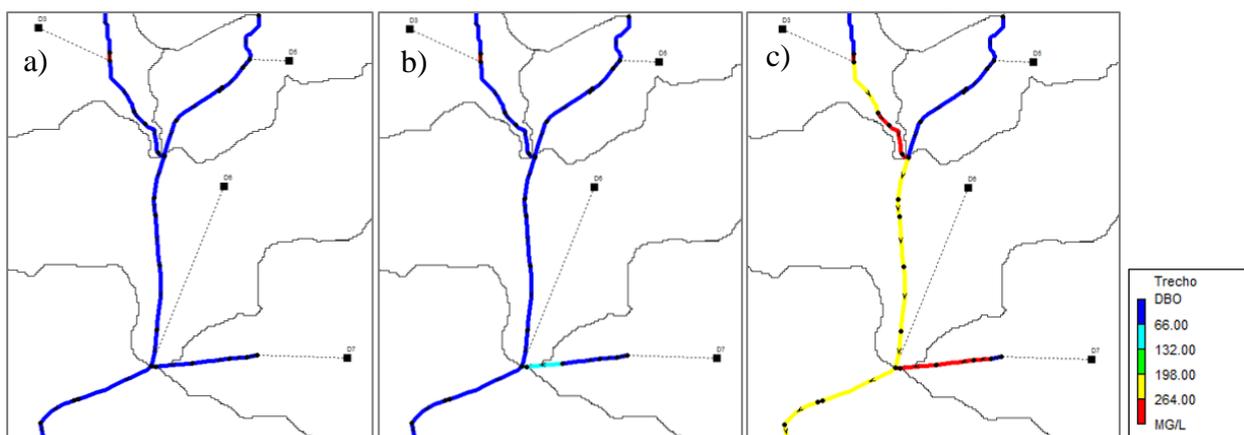


Figura 34. Mapas da concentração de DQO na simulação para chuva de projeto (Tr= 3 anos) após a) 3h de simulação; b) 4h de simulação; e c) 8h de simulação.

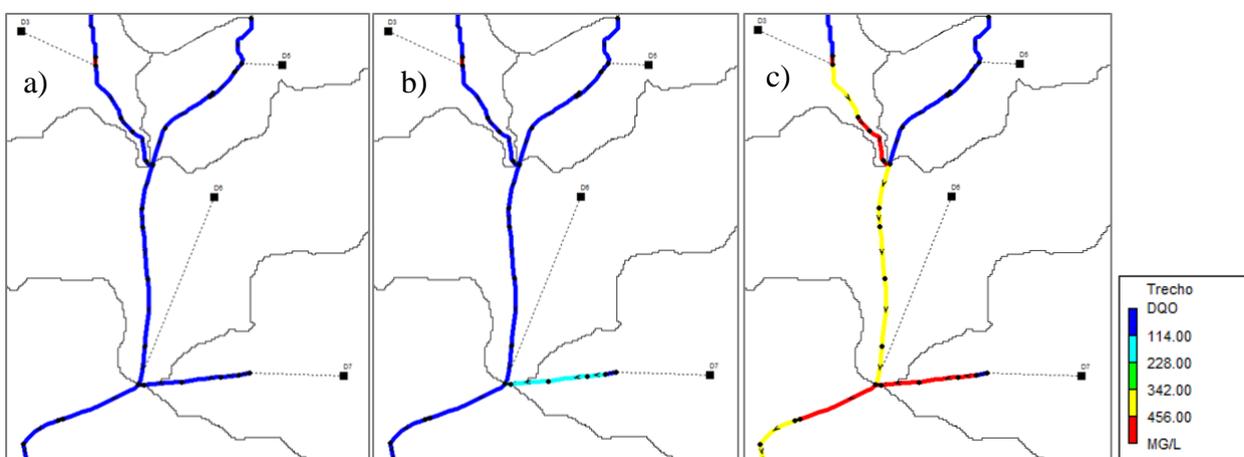
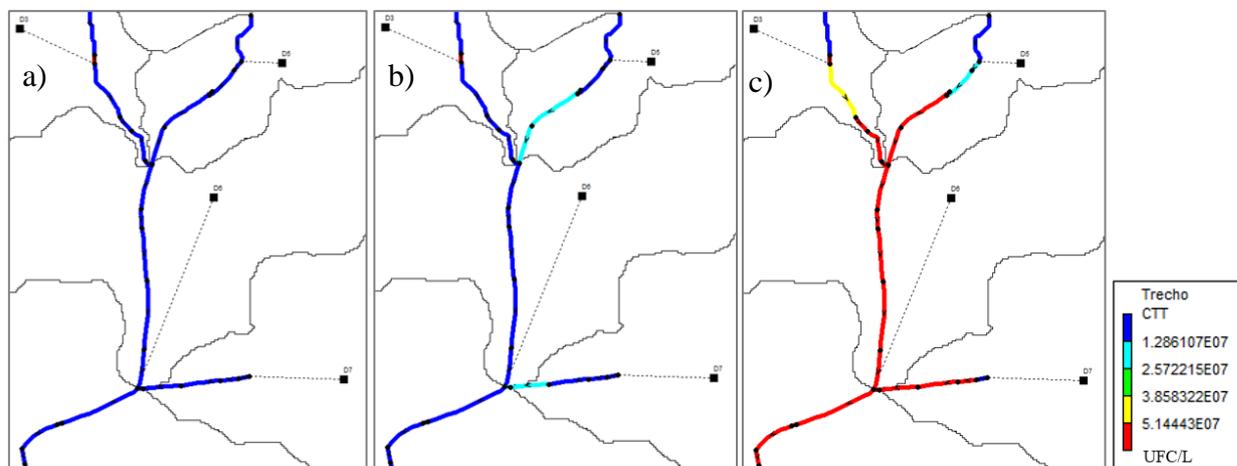


Figura 35. Mapas da concentração de CTT na simulação para chuva de projeto ($T_r = 3$ anos) após a) 3h de simulação; b) 4h de simulação; e c) 8h de simulação.



O trecho localizado na sub-bacia D5 apresentou-se como a parte do canal com menor concentração dos poluentes, resultado semelhante ao encontrado por Camelo (2019), que explica essa baixa concentração como consequência do fluxo, oriundo do extravasamento do açude, que não apresenta características típicas de esgoto. Já o trecho tributário do canal principal que recebe as contribuições do escoamento superficial da sub-bacia D7, se destaca entre os demais, sendo o mais crítico, apresentando os maiores valores de concentrações para todos os poluentes. Isto, devido ao fato deste trecho receber contribuições de três entradas de esgoto e apresentar baixa declividade e baixa velocidade de escoamento.

Após as 8 horas de simulação, as concentrações de DBO, DQO e CTT no fim do canal com extensão revestida foram de 231,9 mg/L, 438,3 mg/L e $6,37 \cdot 10^6$ UFC/100ml, respectivamente. Ou seja, o modelo simula a qualidade da água de drenagem sendo descarregada no meio natural com características típicas de esgoto bruto, segundo Jordão e Pessoa (2017).

A melhoria da qualidade dessas águas pode ocorrer a partir da adoção de medidas sustentáveis e de baixo impacto na área de drenagem, como a interceptação das contribuições de esgoto, a redução no lançamento de resíduos sólidos em locais inadequados, a melhoria dos hábitos da população e a instalação de dispositivos que promovam a redução nas concentrações de poluentes nas águas escoadas.

Cenário de interceptação (C2)

Este cenário é semelhante ao cenário C1, porém, propõe uma intervenção com a interceptação das descargas de esgotos nos pontos A, B, D, G, H e J. Por meio da Tabela 9,

compreende-se que essa interceptação contribuiu para a redução de poluentes ao longo dos pontos amostrais do canal. Foi verificada redução dos poluentes a partir do ponto P2, uma vez que o ponto P1 está a montante de todas as contribuições de esgoto, assim como, pode-se constatar que a maior redução dos poluentes ocorreu no ponto P5, que é justamente o ponto a jusante da última interceptação (ponto H).

Foi observado que houve uma redução da concentração de DBO em aproximadamente 48% nos pontos P2, P3 e P4, chegando a 52,15% no ponto P5. Para a DQO, nos pontos P2 e P3, a redução foi de aproximadamente 48%, de 44,91% no ponto P4, e de 54,56% no P5. Para o CTT foi observada uma maior redução do que para os demais poluentes, significando que a elevada presença das bactérias fecais é decorrente, principalmente, das contribuições de esgoto; a redução foi de 50,67% no P2, de 65,81% no ponto P3, 44,28% no P4 e 69,77% no P6. Comparando o P4 com os outros pontos que apresentaram redução, esse teve uma menor redução, o que pode estar relacionado ao fato de ser um ponto amostral que, mesmo após a intervenção, ainda está a jusante de 2 pontos de descarga de esgoto.

Tabela 9. Variação dos valores das concentrações de DBO, DQO e CTT simulados com a medida de interceptação do lançamento de esgoto, uma hora após o fim da precipitação.

Poluentes	Pontos	Cenário de referência (C1)	Cenário de interceptação (C2)	Redução da concentração de poluentes (%)
DBO (mg/L)	P1	17,65	17,65	0,00
	P2	45,98	23,52	48,85
	P3	32,19	16,8	47,81
	P4	105,48	54,01	48,80
	P5	25,81	12,35	52,15
DQO (mg/L)	P1	21,88	21,88	0,00
	P2	78,85	40,31	48,88
	P3	54,65	28,23	48,34
	P4	213,24	117,47	44,91
	P5	50,04	22,74	54,56
CTT (UFC/L)	P1	4,02E+06	4,02E+06	0,00
	P2	9,54E+06	4,70E+06	50,67
	P3	9,92E+06	3,39E+06	65,81
	P4	1,48E+07	8,22E+06	44,28
	P5	7,56E+06	2,29E+06	69,77

Medeiros (2021) modelou o canal do riacho das Piabas, também na área urbana de Campina Grande e, interceptando dois pontos de entradas de esgoto, a redução nas

concentrações de DBO variou entre 21 e 56%, e de DQO de até 21,3%, mantendo o sistema ainda com elevadas concentrações de matéria orgânica.

Apesar dessa simulação ter denotado uma redução nas concentrações dos poluentes por meio da intervenção referida, as concentrações ainda se apresentaram elevadas, caracterizando o avançado estado de degradação das águas do canal do Prado. Por conseguinte, é fundamental intervir com outras medidas, para minimizar o potencial poluidor dessas águas e estabelecer a sustentabilidade das águas superficiais, mesmo que seja aumentando as interceptações de esgoto concomitantemente a outras ações/intervenções.

Cenários de retenção (C3 e C4)

Na Tabela 10 encontram-se as respectivas áreas de instalação dos dispositivos LIDs implantados em cada um dos cenários. Vale destacar que a melhoria na qualidade da água pluvial foi o objetivo da aplicação dessas tecnologias nesta pesquisa, por isso, optou-se por inserir os pavimentos permeáveis (cenário C3), em 35% da área total de cada uma das sub-bacias, e a biorretenção (cenário C4), em 10% da área total de cada uma das sub-bacias da área de drenagem do canal do Prado, com a opção de tratamento para 50% do escoamento gerado pela área impermeabilizada sem LID de cada sub-bacia. Mais detalhes foram expostos no Tópico 4.3.6.

Tabela 10. Dispositivos LIDs implantados nas sub-bacias.

Sub-bacias	Área total (m ²)	Área de Pavimento Permeável - C3 (m ²)	Área de Biorretenção - C4 (m ²)
D1	402.600	136922,2	39120,6
D2	790.000	270361,7	77246,2
D3	1.886.700	645487,2	184424,9
D4	1.104.950	370992,5	105997,9
D5	688.700	221592,7	63312,2
D6	3.130.600	981098,7	280313,9
D7	1.273.800	384662,1	109903,5
D8	6.655.500	2086233,0	596066,6

As variações das concentrações de DBO, DQO e CTT após 4 horas do início da chuva de 57,3 mm, com a introdução dos pavimentos permeáveis (C3) são apresentadas na Tabela 11.

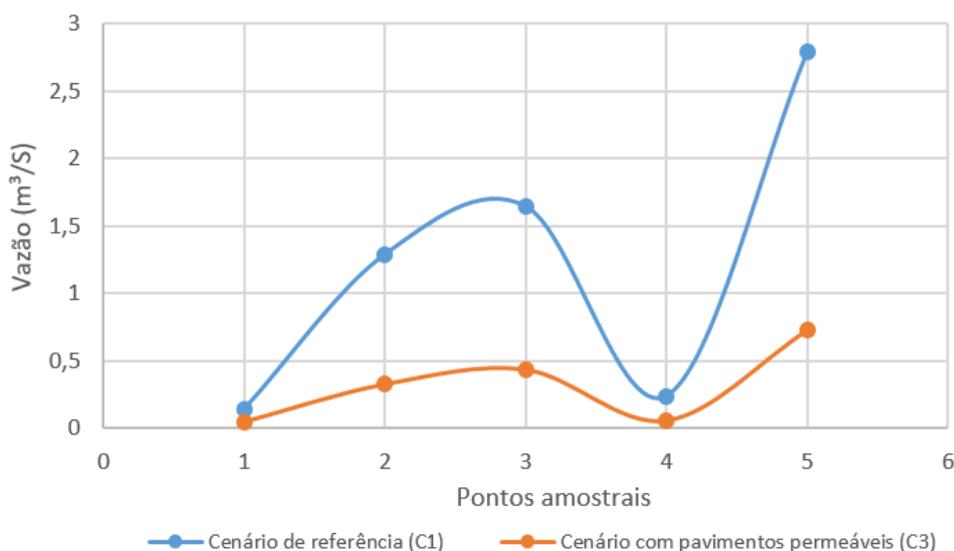
Assim, foi possível observar que, com a implementação dos pavimentos permeáveis houve, de modo geral, um aumento das concentrações de poluentes. Constata-se que, isso acontece pelo fato dessas estruturas contribuírem significativamente para a redução do

escoamento superficial (Figura 36), e, conseqüentemente, irá ocorrer uma menor diluição dos poluentes, uma vez que as concentrações das variáveis variam de acordo com o volume de escoamento.

Tabela 11. Variação da concentração de poluentes após aplicação de pavimentos permeáveis.

Poluentes	Pontos	Variação na concentração de poluentes (%)
DBO (mg/L)	P1	+200,9
	P2	+279,3
	P3	+242,4
	P4	+302,9
	P5	+250,7
DQO (mg/L)	P1	+200,7
	P2	+279,1
	P3	+242,6
	P4	+302,7
	P5	+254,0
CTT (UFC/L)	P1	+200,8
	P2	+279,3
	P3	+245,9
	P4	+302,7
	P5	+238,9

Figura 36. Vazão nos pontos amostrais do canal do Prado, para o evento de precipitação com 57,3 mm, 4 horas após o início da chuva.



A Tabela 12 apresenta as variações das concentrações de DBO, DQO e CTT após 4 horas do início da chuva de 57,3 mm, após a introdução dos dispositivos de biorretenção (C4).

Para o cenário C4, percebe-se que somente nos pontos P1 e P4 foi possível diminuir a concentração de poluentes, indicando que, mesmo sendo inserido em uma menor área percentual do que os pavimentos permeáveis, a biorretenção apresentou, pontualmente, um melhor desempenho na qualidade da água do canal do Prado do que o cenário C3, com relação à concentração de poluentes. Os pontos P1 e P4, onde a infraestrutura de biorretenção apresentou redução na concentração dos poluentes, são pontos que apresentam menores valores de vazão do escoamento no canal, logo a qualidade da água não sofre tanta influência da vazão.

Tabela 12. Variações das concentrações de poluentes após aplicação de biorretenção.

Poluentes	Pontos	Varição na concentração de poluentes (%)
DBO (mg/L)	P1	- 61,2
	P2	+36,9
	P3	+25,1
	P4	- 36,1
	P5	+ 23,8
DQO (mg/L)	P1	- 61,3
	P2	+36,9
	P3	+25,1
	P4	- 36,0
	P5	+22,5
CTT (UFC/L)	P1	- 61,3
	P2	+36,9
	P3	+23,4
	P4	+539,9
	P5	+18,5

De acordo com Maniquiz-Redillas *et al.* (2022), em geral, a eficiência das técnicas LID varia devido a vários fatores, incluindo uso da terra, condições climáticas, tamanho da área de captação, seleção de tecnologias apropriadas e estratégias de manutenção. Logo, entende-se que na modelagem da área de estudo os pavimentos permeáveis e a biorretenção apresentaram maior eficiência em eventos de precipitação de maior intensidade, com maior vazão de escoamento e, conseqüentemente, com maior diluição das cargas poluidoras, assim como indicado por Gülbaz e Kazezyilmaz-Alhan (2018).

Cenário de redução da impermeabilidade (C5)

De maneira semelhante ao cenário C1, porém, com uma proposta de intervenção, este cenário estabeleceu uma redução de 20% nas áreas impermeabilizadas das sub-bacias (Tabela

14). Da mesma forma como aconteceu para os cenários de retenção (C3 e C4), a redução da impermeabilização contribuiu para um aumento na concentração dos poluentes no canal do Prado. Diante disso, entende-se que a redução da impermeabilização aumentou a infiltração da água no solo, reduzindo, assim, o volume que iria para a rede de drenagem. Com a diminuição desse volume escoado, as concentrações de poluentes transportadas nos lançamentos de esgoto no canal não são tão diluídas.

Tabela 13. Variação da concentração de poluentes após redução de 20% na área impermeável das sub-bacias.

Poluentes	Pontos	Variação na concentração de poluentes (%)
DBO (mg/L)	P1	+37,56
	P2	+35,32
	P3	+31,10
	P4	+41,77
	P5	+32,74
DQO (mg/L)	P1	+37,52
	P2	+35,32
	P3	+31,24
	P4	+41,74
	P5	+32,61
CTT (UFC/L)	P1	+37,56
	P2	+35,33
	P3	+30,50
	P4	+41,73
	P5	+29,89

Assim, caso sejam aplicadas medidas que promovam o aumento da permeabilidade e não ocorra a implementação de medidas estruturantes de forma que o sistema seja classificado como separador absoluto, ou seja, que não haja contribuições de esgoto no sistema de drenagem urbana, haverá diminuição do valor escoado para o canal e, conseqüentemente da diluição, aumentando a concentração do poluente no corpo hídrico.

Visto que, se o canal não recebesse contribuições de esgoto o esperado era que durante um evento de chuva de duração e intensidade particulares, especialmente após um período seco, a primeira e mais rápida contribuição do escoamento lavasse as superfícies impermeáveis, gerando águas residuais mais concentradas em poluentes. No entanto, na área de estudo o contrário ocorre, durante um evento de chuva o volume precipitado diluí as concentrações dos poluentes, sofrendo um aumento considerável após os eventos de chuva. Portanto, a

interceptação as contribuições clandestinas de esgoto bem como a promoção da educação ambiental para evitar o lançamento e acúmulo de resíduos sólidos no Canal são as ações primordiais a serem realizadas.

6 CONCLUSÕES

As águas do canal do Prado apresentam maiores concentrações de poluentes durante o período seco, evidenciando a influência das precipitações na qualidade da água escoada. Suas características são típicas de esgotos sanitários variando de concentrações fracas a fortes, manifestando uma situação crítica da qualidade nos dois tributários do canal principal.

De modo geral, com a realização da calibração, validação e análise de sensibilidade foi possível se obter um modelo que representou fielmente as condições reais do sistema de drenagem. O modelo apresentou um resultado estatístico satisfatório para a calibração, possibilitando a utilização deste para as simulações dos cenários propostos. No que diz respeito à validação, em todos os cenários simulados os erros de continuidade foram inferiores a 10%, exibindo uma variação de 0,055% a 0,065% para o volume de escoamento, de 0,22% a 0,74% para a propagação da vazão, de 1,74% a 9,6% para a DBO, de 1,7% a 8,4% para a DQO e de 4,2% a 9,8% para CTT. Através da análise de sensibilidade, constatou-se que o parâmetro que promoveu maior influência foi a porcentagem de área impermeabilizada das sub-bacias, verificando-se para este parâmetro taxas de mudanças nos dados de saída de até 65,7%.

Com simulações do cenário real considerando diferentes tempo de retorno, foi possível compreender que apesar de o modelo ter sido capaz de simular os CTT e de ter apresentado bons desempenhos para as variáveis DBO e DQO, não apresentou uma boa representatividade para as bactérias CTT para tempos de retorno elevados. O tempo de retorno máximo dentro do limite estabelecido para o erro de continuidade foi de 3 anos.

O cenário que apresentou um maior percentual de redução das concentrações dos poluentes foi o que propôs interceptações dos pontos de lançamento de esgoto doméstico, com valores que atingiram 52% para DBO, 54% para DQO e 69% para CTT. Os demais cenários apresentaram uma maior capacidade de reduzir volumes de escoamento superficial. Logo, fica exposto que as entradas de esgoto na rede de drenagem do modelo SWMM, para o canal do Prado, são as maiores contribuintes das elevadas concentrações de poluentes.

Este trabalho mostra a utilidade do modelo para analisar o processo da poluição fecal nas águas do sistema de macrodrenagem da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado, porém com a inviabilidade de serem simulados cenários com tempos de retorno mais elevados para o indicador Coliformes Termotolerantes. Cumpre destacar que isso correu para a bacia em estudo, no entanto, para aplicações da modelagem com o SWMM em outras bacias este comportamento não é previsível.

Essa metodologia é útil para gestores de saneamento básico e planejamento urbano, no desenvolvimento de medidas compensatórias com abordagens ou ajustes no sistema de drenagem urbana que propiciem a mitigação da contaminação fecal com base em situações locais, contribuindo para o atendimento dos objetivos da gestão urbana sustentável e promoção de cidades resilientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDULLA, F.; AL-BADRANI, L. Application of rainfall-runoff model to three catchments in Iraq. **Journal des Sciences Hydrologiques**. v. 45, n. 1, 2000.

AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA (AES). **Rio Paraíba**. 2018. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/comite-de-bacias/rio-paraiba/>. Acesso em: novembro de 2021.

AHMED, S.; MEENAR, M.; ALAM, A. Designing a Blue-Green Infrastructure (BGI) Network: Toward Water-Sensitive Urban Growth Planning in Dhaka, Bangladesh. **Jornal Land**, vol. 138, n. 8, 2019.

AKAN, A. O.; HOUGHTALEN, R. J. Urban Hydrology, Hydraulics, and Stormwater Quality: Engineering Applications and Computer Modeling. **John Wiley & Sons**, New Jersey, 2003.

AMORIM, M. F de; QUELHAS, O. L. G.; MOTTA, A. L. T. S. da. A resiliência das cidades frente a chuvas torrenciais: Estudo de caso do plano de contingência da cidade do Rio de Janeiro. **Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 3, p. 519-534, Uberlândia, 2014.

ANDRADE, G. F. de; BARROS, D. B. de. Bioindicadores Microbiológicos para Indicação de poluição Fecal. **Revista Eletrônica Acervo Saúde**, 2019.

ANDRADE, L. M. S. de. **Conexão dos padrões espaciais dos ecossistemas urbanos: A construção de um método com enfoque transdisciplinar para o processo de desenho urbano sensível à água no nível da comunidade e da paisagem**. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade de Brasília. Brasília - DF, 2014.

ANDRADE, L. M. S.; BLUMENSCHNEIN, R. N. Cidades sensíveis à água: cidades verdes ou cidades compactas, eis a questão?. **Paranoá**, 10, p. 59-76. Brasília, 2013.

ANJINHO, P. da S. **Modelagem distribuída da poluição pontual e difusa dos sistemas híbridos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, Itirapina-SP**. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo. São Carlos – SP, 2019.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, APHA, USA, 2012.

APRÍGIO, P. de O. **Avaliação de modelos de simulação de cargas difusas em bacias urbanas**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos . Universidade de São Paulo, 2012.

ARAGÃO, R., FIGUEIREDO, E. E., SRINIVASAN, V. S., GOIS, R. S. S. Chuvas Intensas no Estado da Paraíba. V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2000, Natal. **Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. Natal – RN. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH, p. 74-85, 2000.

AREZES, L. D. A. **Gestão Sustentável de Águas Pluviais em Ambiente Urbano**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade do Minho. Braga, 2015.

BACH, P.M.; RAUCH, W.; MIKKELSEN, P.S.; MCCARTHY, D.T.; DELETIC, A. A critical review of integrated urban water modelling-urban drainage and beyond. **Environ. Model. Softw.**, 54, 88–107, 2014.

BARNHART, B.L.; SAWICZ, K.A.; FICKLIN, D.L.; WHITTAKER, G.W. MOESHA: A genetic algorithm for automatic calibration and estimation of parameter uncertainty and sensitivity of hydrologic models. **Trans. ASABE**, 60, 1259–1269, 2017.

BARTRAM, J.; BALLANCE, R. World health organization & united nations environment programme. **Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programs**. London: E & FN Spon, 1996.

BELOSO, N. **Ecosistema Urbano: ecologia e paisagem na Enseada do Cabrito**. Trabalho Final de Graduação apresentado à Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal da Bahia como requisito para obtenção do título de arquiteto e urbanista. Salvador, 2017.

BIGURRA-ALZATI, C. A.; ORTIZ-GÓMEZ, R.; VÁZQUEZ-RODRÍGUEZ, G. A.; LÓPEZ-LEÓN, L. D.; LIZÁRRAGA-MENDIOLA, L. Water conservation and green infrastructure adaptations to reduce water scarcity for residential areas with semi-arid climate: Mineral de la Reforma, Mexico. **Water**, v. 13, n. 45, 2021.

BRASIL. CONAMA. **Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília – DF, 2005.

_____. CONAMA. **Resolução CONAMA n° 274, de 29 de novembro de 2000**. Estabelece condições de balneabilidade das águas brasileiras. Brasília - DF, 2000.

_____. **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 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.

_____. **Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

_____. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984. Diário Oficial da União, Brasília, n. 135, p. 1-7, 16 jul. 2020. Disponível em: <https://www.in.gov.br/web/dou/-/lei-n-14.026-de-15-de-julho-de-2020-267035421>. Acesso em: jan. 2022.

_____. **Lei 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. Brasília - DF, 1981.

_____. Ministério de Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico temático dos Serviços de Água e Esgoto 2020**. Brasília, DF:

MDR, 2022. Disponível em: http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_GESTAO_TECNICA_DE_ESGOTO_AE_SNIS_2022.pdf . Acesso em junho de 2022.

BREWER, S. K.; WORTHINGTON, T. A.; MOLLENHAUER, R.; STEWART, D. R.; MCMANAMAY, R. A.; GUERTAULT, L.; MOORE, D. Synthesizing models useful for ecohydrology and ecohydraulic approaches: An emphasis on integrating models to address complex research questions. **Ecohydrology**, 2018.

BRICKNELL, B. R.; IMHOFF, J. C.; KITTLE JR, J. L.; DONIGIAN JR, A. S.; JOHASON, R. C. **Hidrological simulation program: Fortran user's manual for version 11**. Enviromental Protection Agency, EUA, 1997.

BRITO, H. C.; SASAKI, J. K.; BRITO, Y. M. A.; NETO, M. M. Distribuição espacial de áreas verdes em cidades do semiárido brasileiro: o caso de Caicó-RN. *In*: BRITO, H. C.; NETO, M. M.; BRITO, Y. M.; PORTELA, L.J.P.; SASAKI, J. K. (org). **Meio ambiente e sustentabilidade**: pesquisa, reflexões e diálogos emergentes. Campina Grande: Amplla, 2021.

BRITTO, A. L.; BARRAQUÉ, B. Discutindo gestão sustentável da água em áreas metropolitanas no Brasil: reflexões a partir da metodologia europeia Water 21. **Cadernos metrópole**, 19, 2008.

BROWN, L. C.; BARNWELL JR, T. O. **The enhanced stream water quality models: QUAL2E and QUAL2E-UNCAS**. Documentation and User Manual. Enviromental Protection Agency, EUA, 1987.

CAMELO, S. M. **Modelagem da poluição difusa em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande - PB, 2019.

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 - PB, 2014.

CAMPINA GRANDE. Prefeitura Municipal de Campina Grande. Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente (SESUMA). **Plano Municipal de Saneamento Básico do Município de Campina Grande-PB**. Campina Grande, 2014.

CARVALHO, M. de. **Calibração de modelos de drenagem urbana utilizando algoritmos evolucionários multiobjetivo**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2011.

CARVALHO, T. M. N. **Avaliação do uso de cisternas na bacia do Pajeú para atenuação de picos de cheia utilizando o SWMM**. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE, 2016.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality models**. Chicago: Springer-Verlag, 1997.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J. **QUAL2K: a modeling framework for simulating river and stream water quality. Medford: Documentation and users manual**. Civil and Environmental Engineering Dept Tufts University, 2006.

CHINYAMA, A.; OCHIENG, G.M.; NHAPE, I.; OTIENO, F. A. O. A simple framework for selection of water quality models. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, 13(1), p. 109-119, 2014.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher, 1999.

CIRIA. **Sustainable Urban Drainage Systems - design manual for Scotland and Northern Ireland**. Dundee, Scotland: CIRIA Report, n. C521, 2000.

CLEMENTE, M. E. F.; GÓMEZ, S. R.; PALOMO, T. L.; SUÁREZ-INCLÁN, L. M. La ciudad como ecosistema sostenible: el paradigma de La ciudad como ecosistema ante el reto de La sostenibilidad. **Revista de Enseñanza Universitaria**, p. 69-87. 2006.

COLLODEL, M.G. **Aplicação do modelo hidrológico SWMM na avaliação de diferentes níveis de detalhamento da bacia hidrográfica submetida ao processo de transformação chuva-vazão**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

CONSOLMAGNO, R. C.; MINAMI, Y.; MINAMI, I. Cidade, ecossistema urbano ou continuar a viver no mundo da Lua?. **ENSUS - Encontro de Sustentabilidade em Projeto – UFSC**. Florianópolis, 2016.

COSTA FILHO, F. das C. da. **Metodologia de apoio à gestão de qualidade de águas pluviais da macrodrenagem urbana em áreas de arranjos populacionais médios**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2020.

CUNHA, G. S. **Efeitos da utilização de biorretenção em uma área urbana: análises quantitativas em função do código de urbanismo e edificações de Maceió-AL**. Dissertação (Mestrado em Recursos hídricos e Saneamento) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas. Maceió - AL, 2019.

DA SILVA, E. L. P.; TONETTI, E. L.; DOS SANTOS, E. A cidade e seus efeitos no serviço ecossistêmico da polinização pela perspectiva CTS. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 16, n. 39. Curitiba, 2020.

DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL RESOURCES. **Low-impact development: an integrated design approach**. Maryland, USA: Prince George's County, 1999.

DIAS, G. F. **Pegada Ecológica e Sustentabilidade Humana**. São Paulo: Editora Gaia, 2002.

ECKART, K.; MCPHEE, Z.; BOLISSETTI, T. Performance and implementation of low impact development – A review. **Science of the Total Environment**, v. 607–608, p. 413-432, 2017.

ELLIOTT, A.H.; TROWSDALE, S.A. A review of models for low impact urban stormwater drainage. **Environ. Model. Softw.**, 22, 394–405, 2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. Rio de Janeiro, 1979.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **PLOAD version 3.0: user's manual**. Washington, D.C. Environmental Protection Agency, 2001.

FAN, F. M. **Simulação dos impactos de lançamento de poluentes sobre a qualidade da água de bacias hidrográficas integrada com sistema de informação geográfica**. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2013.

FARIAS, J. A. Resiliência: um bom conceito para o projeto e a reforma urbana?. *In: ENANPUR, 17, 2017, São Paulo*. Anais eletrônicos. São Paulo: Anpur, 2017. Disponível em: <http://anpur.org.br/xviienanpur/principal/publicacoes/XVII.ENANPUR_Anais/ST_Sessoes_Tematicas/ST%2010/ST%2010.6/ST%2010.6-05.pdf/>. Acesso em: abril de 2022.

FARR, D. **Urbanismo Sustentável: Desenho urbano com a natureza**. 1 ed. Bookman, Porto Alegre, 2013.

FERREIRA, D.; MUHLENHOFF, A.; FERNANDES, C. Modelos de poluição difusa: desafios, estratégias e impacto para a gestão de recursos hídricos. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 15, n. 10, p. 1–16, 2018.

FONT, J. G. Ciudades adaptativas y resilientes ante el cambio climático: estrategias locales para contribuir a la sostenibilidad urbana. **Revista Aragonesa de Administración Pública**, 102, pp. 102-158. Zaragoza, 2018.

FORMIGA, K. T. M., CARVALHO, M. DE, SILVA, K. A., SOARES, A. K. Calibração do Storm Water Management Model (SWMM) utilizando algoritmos evolucionários multiobjetivo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.21, n.4, p.697-707, 2016.

FRANÇA, L. R. C. **Aplicação de técnicas de desenvolvimento de baixo impacto no controle da poluição de águas em sistemas de drenagem urbana**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande – PB, 2020.

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**. 2014. 91 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande – PB, 2014.

FREITAS, J. M. de S. construindo para a (bio)diversidade: o planejamento ecológico da paisagem urbana. **Paisag. Ambiente: ensaios**, N. 40. São Paulo, 2017.

FRENA, M.; SANTOS, A. P. S.; SOUZA, M. R. R.; CARVALHO, S. S.; MADUREIRA, L. A. S.; ALEXANDRE, M. R. Biomarcadores de esteróis e coliformes fecais em um estuário tropical: distribuição sazonal e fontes. **Boletim de Poluição Marinha**, 139, 111-16, 2019.

GALVANI, E.; ALMEIDA, H. A. de. Climatologia do regime de chuvas em Campina Grande, PB: modelos e variabilidades. **Revista Entre-Lugar**, 12, 24, 147–169, 2021.

GARCIA, J.I.B. **Monitoramento Hidrológico e Modelagem da Drenagem Urbana da Bacia Hidrográfica do Arroio Cancela**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul, 2005.

GARCIAS, C. M.; AFONSO, J. A. C. Revitalização de rios urbanos. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 1, p. 131-144, 2013.

GLEDHILL, D. G.; JAMES, P. Rethinking urban blue spaces from a landscape perspective: Species, scale and the human element. **Salzburger Geographische Arbeiten**, 42, 151-164, 2008.

GODDARD, F. G. B.; CHANG, H. H.; CLASEN, T. F.; SARNAT, J. A. Exposure measurement error and the characterization of child exposure to fecal contamination in drinking water. **Clean Water** 3, 19, 2020.

GOMES, K. M. de F. **Modelagem Da Poluição Difusa Em Uma Bacia De Drenagem Urbana**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – UFRN. Natal-RN, 2014.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P., *et al.* The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, 69, 1209–1218, 2010.

GORSKI, M. C. B. **Rios e Cidades. Ruptura e Reconciliação**. São Paulo: Editora SENAC, 2010.

GRIFFITH, J.F.; CAO, Y.P.; MCGEE, C.D.; WEISBERG, S.B.; Evaluation of rapid methods and novel indicators for assessing microbiological beach water quality. **Water Res.**, v. 43, p. 4900–4907, 2009.

GUERRA, N. M. M.; OTENIO, M. H.; SILVA, M. E. Z.; GUILHERMETTI, M.; NAKAMURA, C. V.; NAKAMURA, T. U.; DIAS FILHO, B. P. Ocorrência de *Pseudomonas aeruginosa* em água potável. **Acta Sci. Biol. Sci.**, v.28, n.1, p.13-18, 2006.

GÜLBAZ, S.; KAZEZYILMAZ-ALHAN, C. M. Impact of LID Implementation on Water Quality in Alibeyköy Watershed in Istanbul, Turkey. **Environmental Processes**, vol. 5, 2018.

GUO, Z.; ZHANG, L.; LI, Y. Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity. **PLoS One**, 5, 1–7, 2010.

HAGEDORN, C.; ROBINSON, S. L.; FILTZ, J. R.; GRUBBS, S. M.; ANGIER, T. A.; RENEAU, R. B. Determining sources of fecal pollution in a rural Virginia watershed with antibiotic resistance patterns in fecal streptococci Appl. **Environ. Microbiol.**, 65, 12, 1999.

HANCOCK, L. E.; GILMORE, M. S. Pathogenicity of enterococci. *In*: FISCHETTI, V. A.; NOVICK, R. P.; FERRETTI, J. J.; PORTNOY, D. A.; ROOD, J. I. (editores). **Gram-positive pathogens**. Washington (DC): ASM Press; 299-311. 2006.

HEC (HYDROLOGIC ENGINEERING CENTER). **Storage, treatment, overflow, runoff Model (STORM)**. User's Manual, 1977.

HEIDARI, H.; KAVIANPOUR, M. R. Assessing the Applicability of Low Impact Development Techniques in Arid and Semi-arid Regions. **Environmental Protection Research**, v. 1, n. 1, p. 20-37, 2021.

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 - PB, 2014.

HERNANDEZ-SUAREZ, J.S.; WOZNICKI, S.A.; NEJADHASHEMI, A.P. Multi-site watershed model calibration for evaluating best management practice effectiveness in reducing fecal pollution. **Hum. Ecol. Risk Assess.**, 1–26, 2019.

HOGAN, J.; OJIMA, R.; MARANDOLA JR. E. **População e ambiente: desafios à sustentabilidade**. São Paulo: Blucher, 2010.

HOLLING, C. S. Resiliência e Estabilidade de Sistemas Ecológicos. **Anu. Rev. Eco. Sistema**, 4, 1-23, 1973.

HUYCKE, M. M.; SAHM, D. F.; GILMORE, M. S. Multiple-drug resistant enterococci: the nature of the problem and an agenda for the future. **Emerg Infect Dis.**, 4, 2, 239-49, 1998.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <https://www.censo2010.ibge.gov.br>. Acesso em: novembro de 2021.

Panorama Campina Grande – PB 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>. Acesso em: junho de 2022.

ISLAM, M. M. M.; IQBAL, M. S.; D’SOUZA, N.; ISLAM, M. D. A. A review on present and future microbial surface water quality worldwide. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, vol. 16, 2021.

ISLAM, M. M. M.; SOKOLOVA, E.; HOFSTRA, N. Modelagem da dinâmica de bactérias indicadoras fecais do rio como base para a redução da contaminação fecal. **Journal of Hydrology**, 563, 1000–1008, 2018.

JAMES, W; ROSSMAN, L. E; JAMES, W. R. C. **Water Systems Model: User’s guide to SWMM 5**. CHIWATER: Ontario - Canadá, 2010.

JAYASOORIYA, V. M.; NG, A. W. M. Tools for modeling of stormwater management and economics of green infrastructure practices: A review. **Water Air Soil Pollut.**, 225, 1–20, 2014.

JEON, D. J.; LIGARAY, M.; KIM, M.; KIM, G.; LEE, G.; PACHEPSKY, Y. A.; CHA, D.; CHO, K. H. Evaluating the influence of climate change on the fate and transport of fecal coliform bacteria using the modified SWAT model. **Science of The Total Environment**, vol. 658, 753-762, 2019.

JIANG, Y.; YUAN, Y.; PIZA, H. A Review of Applicability and Effectiveness of Low Impact Development/Green Infrastructure Practices in Arid/Semi-Arid United States. **Environments**, v. 2, n. 2, p. 221-249, 2015.

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

KAYSER, R. H. B. *et al.* Comparativo entre o modelo qual2k e uma água integrada a um ambiente de sistema de informações geográficas: estudo de caso na bacia do rio macaé. Florianópolis. *In: XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2017. **Anais XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Florianópolis, 2017.

KAYSER, R. H. B.; COLLISHONN, W. Integrando sistema de suporte à decisão genérico para gerenciamento de recursos hídricos a um SIG de código aberto. *In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2013, Bento Gonçalves, RS. **Anais XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Bento Gonçalves – RS, 2013.

KENWAY, S. J.; LAM, K.L.; SOCHACKA, B.; MARGUERITE A. R. Integrated Urban Water Systems. **Decarbonising the Built Environment**, p. 287–304, 2019.

KONDO, T.; SAKAI, N.; YAZAWA, T.; SHIMIZU, Y. Verifying the applicability of SWAT to simulate fecal contamination for watershed management of Selangor River, Malaysia. **Science of The Total Environment**, 774, 145075, 2021.

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.

LEE, C. **Models in planning: an introduction to the use of quantitative models in planning**. Oxford: Pergamon Press, 1973.

MACÊDO, J. A. B. **Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas**. 3ª ed., atual e rev. Belo Horizonte, 2005.

MAHARJAN, B.; PACHEL, K.; LOIGU, E. Modelagem da qualidade do escoamento de águas pluviais e cargas poluentes em uma grande bacia urbana. **Proc. Husa. Acad. Sci.**, 66, 225-242, 2017.

MANQUIZ-REDILLAS, M.; ROBLES, M. E.; CRUZ, G.; REIS, N. J.; KIM, L. Primeiro escoamento de águas pluviais em bacias urbanas: uma revisão bibliométrica e abrangente. **Hydrology**, 9, 63, 2022.

MARCHESE, D.; JIN, A.; FOX-LENT, C.; LINKOV, I. Resilience for Smart Water Systems. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 146, n.1, p.1-7, 2020.

MARQUEZI, M. C. **Comparação de metodologias para a estimativa do número mais provável (NMP) de coliformes em amostras de água**. Dissertação - Universidade de São Paulo, 2010.

MARTINS, R D.; FERREIRA, L. da. C. Uma revisão crítica sobre cidades e mudança climática: vinho velho em garrafa nova ou um novo paradigma de ação para a governança local?. **Revista de Administração Pública-RAP**, v. 45, n. 3, p. 611-641. Rio de Janeiro, 2011.

MARTINS, S. H. R. **Metodologias para a minimização da poluição por escorrências urbanas**. Dissertação (Mestrado integrado em Engenharia Civil) - Universidade do Minho. Braga, 2012.

MATTHIENSEN, A.; KLOCK, A. L. S.; BENEDO, G. C.; MARTINI, R. **Monitoramento e diagnóstico de qualidade de água superficial**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

MCLELLAN, S. L. ROGUET, A. The unexpected habitat in sewer pipes for the propagation of microbial communities and their imprint on urban waters. **Current Opinion in Biotechnology**. 57, 34-41, 2019.

MEDEIROS, G. M. G. de. **Modelo conceitual para gestão de águas de drenagem urbana em regiões semiáridas**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – UEPB. Campina Grande – PB, 2021.

MEEROW, S.; NATARAJAN, M.; KRANTZ, D. Green infrastructure performance in arid and semi-arid urban environments. **Urban Water Journal**, v. 18, n.4, p. 275-285, 2021.

MEEROW, S.; NEWELL, JP; STULTS, M. Definindo resiliência urbana: uma revisão. **Landsc. Plano Urbanístico**, 147, 38-49, 2016.

MEEROW, S.; STULTS, M. Comparando conceituações de resiliência climática urbana na teoria e na prática. **Sustentabilidade**, 8, 701, 2016.

MELLER, A. **Simulação Hidrodinâmica Integrada de Sistema de Drenagem em Santa Maria –RS**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2004.

MENEZES FILHO, F. C. M. **Otimização de reservatórios de retenção para controle da qualidade das águas pluviais**. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2014.

MESHESHA, T.W.; WANG, J.; DEMELASH MELAKU, N. A modified hydrological model for assessing effect of pH on fate and transport of Escherichia coli in the Athabasca River basin. **J. Hydrol.**, 582, 124513, 2020.

MESQUITA, J. B. F.; PEREIRA, S. P.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da drenagem urbana e avaliação das cargas bacteriológicas na Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.25 n.1, pág. 205-216, 2020.

METCALF, E., EDDY, M. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5.ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

MITCHELL, B. Integrated Water Resource Management, Institutional Arrangements, and Land-use Planning. **Environment and Planning A: Economy and Space**, vol. 37, n. 8, 2005.

MONSTADT, J.; SCHMIDT, M. Resiliência urbana em formação? A governança de infraestruturas críticas em cidades alemãs. **Estufa Urbana**, 56, 2353-2371, 2019.

MORIASI, D. N.; GITAU, M. W.; PAI, N.; DAGGUPATI, P. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. **Transactions of the ASABE**, 58(6), 1763-785, 2015.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Diretrizes de avaliação de modelos para quantificação sistemática de precisão em simulações de bacias hidrográficas. **Trans. ASABE**, 50, 885-900, 2007.

MOTA, S. **Preservação e Conservação de Recursos Hídricos**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

MULETA, M. K.; MCMILLAN, J.; AMENU, G. G.; BURIAN, S. J. Bayesian approach for uncertainty analysis of an urban storm water model and its application to a heavily urbanized watershed. **J. Hydrol. Eng.**, 18, 1360–1371, 2012.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. **Soil and Water Assessment Tool**. Theoretical Documentation, Temple, Texas, USA, 2005.

NILON, C. H.; BERKOWITZ, A. R.; HOLLWEG, K. S. Introduction: ecosystem understanding is a key to understanding cities. *In*: BERKOWITZ, A. R.; NILON, C. H.; HOLLWEG, K. S. (Orgs.). **Understanding Urban Ecosystems: a new frontier for science and education**. New York: Springer, 2003.

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

NOVOTNY, V. **Nonpoint Pollution and Urban Stormwater Management**. Pennsylvani: TECHNOMIC, v. 9, p.429, 1995.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.

OLIVEIRA, I. R. de; MILIOLI, G. **Sustentabilidade Urbana & Ecosistema: relações entre a sociedade, do desenvolvimento e o meio ambiente nos municípios**. Curitiba: Editora Juruá, 2014.

OLIVEIRA, L. M. de. **Modelagem dinâmica e cenários urbanos de demanda de água: simulações em Campina Grande – PB**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande-PB, 2019.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Como Construir Cidades Mais Resilientes. Um Guia para Gestores Públicos Locais**. Escritório das nações Unidas para Redução de Riscos de Desastres Genebra, 2012.

PAHL-WOSTL, C. Requirements for adaptive water management. **Adaptive and Integrated Water Management**. Germany, 2008.

PAIXÃO, F.J.R., ANDRADE, A.R.S., AZEVEDO, C.A.V., COSTA, T.L., GUERRA, H.O.C. Ajuste da curva de infiltração por meio de diferentes modelos empíricos. **Pesquisa aplicada & Agrotecnologia**, v.2, n. 1, p 108-112. Guarapuava-PR, 2009.

PAN, Y.; GUO, J.; YANG, L.; YUAN, Q.; REN, Z.; WANG, L. Simulações Numéricas de Poluição de Fonte Não Pontual em uma Pequena Bacia Urbana: Identificação de Áreas de Risco de Poluição e Eficácia das Medidas de Controle de Fonte. **Water**, 13, 96, 2021.

PARUCH, L.; PARUCH, A. M.; EIKEN, H. G.; SØRHEIM, R. Faecal pollution affects abundance and diversity of aquatic microbial community in anthropo-zoogenically influenced lotic ecosystems. **Scientific Reports**, vol. 9, n. 19469, 2019.

PAULA NETO, H. M. **Calibração e aplicação de um modelo SWMM/LID para pavimentos permeáveis**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Universidade Federal de Goiás. Goiânia - GO, 2013.

PEREIRA, S. P.; NETO, L. Modelagem da drenagem urbana e avaliação das cargas bacteriológicas na Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.25, n. 1, p. 205–216, 2020.

PEREIRA, S. P.; ROSMAN, P.C.C.; ALVAREZ, C.; SCHETINI, C.A.F.; SOUZA, R.O.; VIEIRA, R.H.S.F. Modelling of Coastal Water Contamination in Fortaleza (Northeast of Brazil). **Water Science & Technology**, v. 72, n. 6, p. 928-936, 2015.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; MCGRATH, B. Ecology of City as a Bridge to Urban Design. In: PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; MCGRATH, B. Resilience in Ecology and Urban Design. Linking Theory and Practice for Sustainable Cities. **Springer Science**. New York, 2013.

PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO ALEGRE (PMPA). **Manual de Drenagem Urbana**. Plano Diretor de Drenagem Urbana. Departamento de Esgotos Pluviais. Volume VI. 2005.

QI, M.; YANG, Y.; ZHANG, X.; ZHANG, X.; WANG, M.; ZHANG, W.; LU, X.; TONG, Y. Pollution reduction and operating cost analysis of municipal wastewater treatment in China and implication for future wastewater management. **J. Clean. Prod.**, 253, 120003, 2020.

RAJ, P.; LEE, S.; LEE, Y.; KANEL, S. R.; PELLETIER, G. J. Aplicação de QUAL2Kw automatizado para modelagem e gestão da qualidade da água no rio Bagmati, Nepal. **Eco Modelo**, 202, 503-517, 2007.

RENNÓ, C. D.; SOARES, J. V. **Modelos hidrológicos para gestão ambiental. Programa de Ciência e Tecnologia de Ecossistemas**. Relatório Técnico Parcial MCT/INPE. São José dos Campos: INPE, 2000.

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**. Colômbia, 2014.

RIEHEL, M. *et al.* Sustainable urban drainage systems in established city developments : Modelling the potential for CSO reduction and river impact mitigation. **Journal of Environmental Management**, v. 274, n. 111207, p. 1-9, 2020.

RIGHETTO, A. M.; ANDRADE NETO, C. O.; BRITO, L. P.; SALES, T. E. A. de; MEDEIROS, V. M. A.; FERREIRA, L. C. A.; LIMA, R. R. M. Estudo quali-quantitativo de manejo de águas pluviais em área de drenagem na Cidade de Natal-RN. In: FINEP, PROSAB. (Org) **Manejo de Águas Pluviais Urbanas**, 1ª ed., vol. 4, cap. 6, pag. 218-255. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

ROCHELLE-NEWALL, E.; NGUYEN, T. M. H.; LE, T. P. Q.; SENGTAHEUANGHOUNG, O.; RIBOLZI, O. A short review of fecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems: knowledge gaps and future directions. **Frontiers in microbiology**, 6, 308, 2015.

RONQUIM, J. **Gestão da Drenagem Urbana em Palmas-PR: Conflitos e alternativas**. Dissertação (Mestrado em engenharia urbana) - Universidade Estadual de Maringá, 2014.

ROSMAN, P. C. C. **Referência técnica do SISBAHIA – sistema base de hidrodinâmica ambiental**. Rio de Janeiro: COPPE – Engenharia Oceânica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, 2001.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model, Version 5.1: User's Manual**. U.S. Environmental Protect Agency. Cincinnati, Ohio, 2015.

SAEA UFMG. Gestão de Recursos Hídricos – Carlos Tucci. Youtube, 3 se set. de 2020. Disponível em: < [HTTPS://WWW.YOUTUBE.COM/WATCH?V=FJ3_E-IDJYW](https://www.youtube.com/watch?v=FJ3_E-IDJYW) >. Acesso em: abril de 2022.

SANTOS, T. I. S. **Ecosystemas Urbanos No Ensino De Ecologia: Uma Experiência Em Escola Do Entorno Da Apa Morro Do Urubu, Aracaju, Se**. Dissertação (Mestrado em Ensino de Ciências e Matemática) - Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão – SE, 2017.

SARKER, M. N. I.; PENG, Y.; YIRAN, C.; SHOUSE, R. C. Resiliência a desastres por meio de big data: caminho para a sustentabilidade ambiental. **Int. J. Redução de Risco de Desastres.**, 51, 101769, 2020a.

SARKER, M. N. I.; WU, M.; ALAM, G. M. M. G. M; SHOUSE, R. C. Resiliência administrativa em face de desastres naturais: evidências empíricas de Bangladesh. **Pol. J. Ambiente. Viga.**, 29, 1825-1837, 2020b.

SARMENTO, L. **Análise de incertezas e avaliação dos fatores influentes no desempenho de modelos de simulação de bacias hidrográficas**. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília. Brasília-DF, 2010.

SASAKI, J. K. **Avaliação da aplicação de técnicas de baixo impacto no desenvolvimento de bacias urbanas em região semiárida do Nordeste do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande – PB, 2021.

SCHUELER, T. R. **Controlling urban runoff: A practical manual for planning and designing urban BMPs**. Washington: Washington Metropolitan Water Resources Planning Board, 1987.

SELMAN, P. What do we mean by Sustainable landscape. **Sustainability: Science Practice and Policy**, 4, 2, 23-28, 2008.

SHAFIQUZZAMAN, M.; ALQARAWI, S.M.A.; HAIDER, H.; RAFIQUZZAMAN, M.; ALMOSHAOGHEH, M.; ALHARBI, F.; EL-GHOUL, Y. Evaluating Permeable Clay Brick Pavement for Pollutant Removal from Varying Strength Stormwaters in Arid Regions. **Water**, v. 14, n. 491, 2022.

SHAO, M.; ZHAO, G.; KAO, S.-C.; CUO, L.; RANKIN, C.; GAO, H. Quantifying the effects of urbanization on floods in a changing environment to promote water security—A case study of two adjacent basins in Texas. **J. Hydrol.**, 589, 125154, 2020.

SHOEMAKER, L.; DAI, T.; KOENIG, J. **TMDL Model Evaluation and Research Needs. EPA/600/R-05/149.** National Risk Management Research Laboratory. Office of Research and Development. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, 2005.

SILVA, M. G. DA. **Modelagem ambiental na bacia hidrográfica do Rio Poxim Açu/SE e suas relações antrópicas.** Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, 2013.

SILVA, M. M. A. P. de M. **Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba – MG.** Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) – UFMG. Belo Horizonte - MG, 2014.

SILVA, T. B. da. **Urbanismo sustentável e o paradigma da resiliência: aplicações em planejamento e projeto: estudos de caso nas intervenções urbanas da linha k em Medellín, sistema teleférico do Complexo do Alemão e Parque sitiê no Vidigal.** Dissertação (Mestrado em arquitetura e urbanismo) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo de São Paulo. São Paulo, 2017.

SOARES, S. S. **Modelagem da qualidade da água em um trecho do rio dos Bois, Goiás.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Goiás. Goiânia - GO, 2018.

SOKOLOVA, E.; PETTERSON, S. R.; DIENUS, O.; NYSTRÖM, F.; LINDGREN, P. E.; PETTERSSON, T. J. Microbial risk assessment of drinking water based on hydrodynamic modelling of pathogen concentrations in source water. **Science of the Total Environment**, 526, 177-186, 2015.

SOUÉIDAN, J.; WARREN, A.; PEARSON, M.; MONTIE, E. W. Um estuário em transformação: compreendendo padrões históricos de salinidade e níveis de coliformes fecais no rio May, SC. **Boletim de Poluição Marinha**, 168, 112384, 2021.

SOUSA, R. F. de. **Mecanismos poupadores como ferramentas de resiliência urbana e de apoio à gestão sustentável do abastecimento de água.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - UFCG. Campina Grande, 2020.

SOWAH, R. A.; BRADSHAW, K.; SNYDER, B.; SPIDLE, D.; MOLINA, M. Evaluation of the soil and water assessment tool (SWAT) for simulating E. coli concentrations at the watershed-scale. **Science of the Total Environment**, vol. 746. 2020.

SPIRN, A. **Ecological urbanism: A framework for the design of resilient cities.** Massachusetts – EUA, 2011.

SZELAĞ, B.; KICZKO, A.; WAŁEK, G.; WOJCIECHOWSKA, E.; STACHURA, M.; FATONE, F. O papel das características da captação, rede de esgoto, parâmetros do modelo SWMM na gestão da captação urbana baseada em águas pluviais inundações: modelagem, análise de sensibilidade, avaliação de risco. **Hydrol. Terra Syst.**, 2022.

TASSI, A.; VIZZARI, M. Object-Oriented LULC Classification in Google Earth Engine Combining SNIC, GLCM, and Machine Learning Algorithms. **Remote Sensing**, v. 12, n. 22, p. 3776, 2020.

TÁVORA, B. E. **Zona ripária de cerrado: Processos hidrossedimentológicos**. Tese (Doutorado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) - Universidade de Brasília. Brasília – DF, 2017.

TEJADAS, B. E.; POSSANTI, I. B.; MARQUES, G. Simulação de tecnologias LID em lotes urbanos para controle de escoamento superficial. In: **XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Anais**. Foz do Iguaçu – PR: ABRH, 2019.

TERRADAS, J.; FRANQUESA, T.; PARÉS, M.; CHAPARRO, L. Ecología urbana: considerar una ciudad como um ecosistema ayuda a entender su funcionamiento y resulta esencial para diseñar estrategias de futuro y vigilar su desarrollo. **Investigación Ciencia**, p. 52-60, 2011.

TEURLINCX, S.; KUIPER, J. J.; HOEVENAAR, E. C. M.; LURLING, M.; BREDERVELD, R. J.; VERAART, A. J.; JANSSEN, A. B. G.; MOOIJ, W. M.; DOMIS, L. N. de S. Towards restoring urban waters: understanding the main pressures. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, 36, 49-58, 2019.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of Surface Water Quality Modeling and Control**. Harper Collins Publishers, 1987.

THOMANN, R.; FITZPATRICK, J. **Calibration and verification of a mathematical model of the eutrophication of the Potomac Estuary**. DC Department of Environmental Sciences, 1982.

TIRPAK, A.; WINSTON, R. J; FELICIANO, M.; DORSEY, J. D. Desempenho da Qualidade de Águas Pluviais de Pavimento de Concreto Permeável Intertravado Recebendo Corrente de uma Faixa de Tráfego Asfáltico em um Clima Frio. **Ambiente. Sci. Poluir. Res.**, 27, 21716-21732, 2020.

TSIHRINTZIS, V. A.; HAMID, R. Modeling and management of urban stormwater runoff quality: A review. **Water Resour. Manag.**, 11, 137–164. EWRA, 1997.

TSUJI, T. M. **Monitoramento e Modelagem das Águas de Drenagem Pluvial no Núcleo Urbano da Bacia do Ribeirão Riacho Fundo, Brasília – DF**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília - DF, 2018.

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

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

_____. **Modelos hidrológicos**. 2ª ed. Porto Alegre: ABRH, Editora da UFRGS, 2005.

TUCCI, C. E. M.; MENDES, C. A. **Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica**. Curso de Avaliação Ambiental Integrada de Bacia. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental – Rhama. Consultoria Ambiental. Brasília, 2006.

UNEP. GEMS. **Water Quality for Ecosystem and Human Health Taiwan Review**. 2 ed. Ontario: UNEP/GEMS, 2008.

UNISDR – THE UNITED NATIONS OFFICE FOR DISASTER RISK REDUCTION. **Terminology on Disaster Risk Reduction**. Geneva, 2009.

UNU-IAS. **Defining an Ecosystem Approach to Urban Management and Policy Development**. Tokyo: UNU/IAS, 2003.

UPRETY, S.; DANGOL, B.; NAKARMI, P.; DHAKAL, I.; SHERCHAN, S. P.; SHISLER, J. L.; JUTLA, A.; AMARASIRI, M.; SANO, D.; NGUYEN, T.H. Assessment of microbial risks by characterization of *Escherichia coli* presence to analyze the public health risks from poor water quality in Nepal. **Int. J. Hyg Environ. Health**, 226, 113484, 2020.

USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). **Storm Water Management Model – User’s manual**. Tradução por: GOMES, H. P; SALVINO, M. M; SILANS, A. P; ALMEIDA, C. N; SILVA, G. N. S. SWMM 5.0 – Manual do usuário. Laboratório de Eficiência Energética e Hidráulica em Saneamento, Universidade Federal da Paraíba: João Pessoa – PB, 2012.

VAN GRIENSVEN, A.; MEIXNER, T.; GRUNWALD, S.; BISHOP, T.; DILUZIO, M.; SRINIVASAN. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models. **Journal of Hydrology**, v. 324, p. 10-23, 2006.

VEZZARO, L.; MIKKELSEN, P. S. Aplicação de análise de sensibilidade global e quantificação de incerteza na modelagem dinâmica de micropoluentes no escoamento de águas pluviais. **Ambiente. Modelo. Softw.**, 27, 40-51, 2012.

VIDAL, I. C. A. **Avaliação da poluição difusa no sistema de macrodrenagem de campina grande-PB**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande-PB. Campina Grande, 2019.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. 2ª ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007.

_____. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais – DESA-UFMG, 1995.

_____. **Introdução a qualidade das águas e o tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico das águas residuárias**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

WANG, Q.; LI, S; JIA, P.; QI, C.; DING, F. A review of surface water quality models. **The Scientific World Journal**, 2013.

WHELANS, C.; MAUNSELL, H.G.; THOMPSON, P. **Planning and management guidelines for Water Sensitive Urban (residential) Design**. Perth, Western Australia: Department of Planning and Urban Development of Western Australia, 1994.

WONG, T. H. F. Water sensitive urban design; the journey thus far. **Australian Journal of Water Resources**, 110, 3, 213– 222, 2007.

WONG, T. H. F.; BROWN, R. R. The water sensitive city: principles for practice. **Water Science And Technology**, v. 60, n. 3, p. 673-682, 2009.

WU, J. Urban ecology and sustainability: the state-of-the-science and future directions. **Landscape and Urban Planning**, v.125, p.209–221, 2014.

XU, G.; WANG, T.; WEI, Y.; ZHANG, Y.; CHEN, J. Distribuição de coliformes fecais e avaliação de risco à saúde em águas superficiais em uma bacia urbana intensiva. **Journal of Hydrology**, 604, 127204, 2022.

YANG, L.; LI, J.; ZHOU, K.; FENG, P.; DONG, L. Os efeitos da poluição da superfície na qualidade da água dos rios urbanos sob eventos de chuva no distrito de Wuqing, Tianjin, China. **Journal of Cleaner Production**, 293, 26136, 2021.

YANG, Y. S.; WANG, L. A Review of Modelling Tools for Implementation of the EU Water Framework Directive in Handling Diffuse Water Pollution. **Water Resources Management.**, v. 24, n. 1, p. 1819–1843, 2010.

ZAKIZADEH, F.; MOGHADDAM NIA, A.; SALAJEGHEH, A.; SANUDO-FONTANEDA, L. A.; ALAMDARI, N. Modelagem eficiente de quantidade e qualidade de escoamento urbano usando modelo SWMM e dados de campo em uma bacia hidrográfica urbana da metrópole de Teerã. **Sustentabilidade**, 14, 1086, 2022.

ZANANDREA, F.; SILVEIRA, A. L. L. Uso de técnicas de low impact development no controle de impactos hidrológicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 6, 2019.

ZENG, X.; YU, Y.; YANG, S.; LV, Y.; SARKER, M. N. I. Resiliência Urbana para Sustentabilidade Urbana: Conceitos, Dimensões e Perspectivas. **Sustentabilidade**, 14, 2481, 2022.

ZHANG, X.; ZHI, X.; CHEN, L.; SHEN, Z. Variabilidade espaço-temporal e principais fatores de influência de coliformes fecais fluviais em uma típica bacia hidrográfica complexa. **Water Research**, 178, 115835, 2020.

ZÚÑIGA-ESTRADA, M. A.; LIZÁRRAGA-MENDIOLA, L.; BIGURRA-ALZATI, C. A.; ALDANA-ALONSO, S. E.; RAMÍREZ-NÚÑEZ, J. S.; VÁZQUEZ-RODRÍGUEZ, G.A. Preliminary Model-Based Evaluation of Water Conservation Strategies in a Semi-Arid Urban Zone. **Land**, v. 11, n. 101, 2022.

APÊNDICE A

Dados de entrada no modelo SWMM para caracterização das sub-bacias.

Sub-bacia	Área (ha)	Largura (m)	Declividade (%)	Área superficial impermeável (%)	NI	NP	DIm (mm)	DPe (mm)	AINC (%)	Capacidade de infiltração inicial (mm/hr)	Capacidade de infiltração final (mm/hr)	Constante de decaimento (L/hr)
D1	40,26	1726,08	11,51	97,17	0,014	0,05	1,91	5,08	10	396,1	7,1	2,677
D2	79,00	2314,57	6,78	97,78								
D3	152,67	3434,05	6,30	93,05								
D4	110,50	2120,72	4,79	95,93								
D5	68,87	2472,90	2,94	91,93								
D6	313,06	7133,29	4,38	89,54								
D7	127,38	3516,27	4,17	86,28								
D8	665,55	7494,20	4,12	89,56								
D9	687,68	7427,68	3,58	49,31								
D10	220,54	3749,15	2,16	14,94								

APÊNDICE B

Hietogramas de precipitações ocorridas na área de estudo.

