

**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**

LORENA RAYSSA CUNHA FRANÇA

**APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE DESENVOLVIMENTO
DE BAIXO IMPACTO NO CONTROLE DA POLUIÇÃO DE ÁGUAS
EM SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA**

Campina Grande – PB, Junho de 2020

LORENA RAYSSA CUNHA FRANÇA

**APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE DESENVOLVIMENTO
DE BAIXO IMPACTO NO CONTROLE DA POLUIÇÃO DE ÁGUAS
EM SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA**

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, Junho de 2020

F814a

França, Lorena Rayssa Cunha.

Aplicação de técnicas de desenvolvimento de baixo impacto no controle da poluição de águas em sistemas de drenagem urbana / Lorena Rayssa Cunha França. – Campina Grande, 2020.

102 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2020.

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

Referências.

1. Saneamento Ambiental. 2. Recursos Hídricos. 3. Qualidade das Águas Pluviais. 4. Modelagem Matemática. 5. SWMM. 6. Low Impact Development (LID). I. Coura, Mônica de Amorim. II. Oliveira, Rui de. III. Título.

CDU 628.1:502.1(043)

LORENA RAYSSA CUNHA FRANÇA

**APLICAÇÃO DE TÉCNICAS DE DESENVOLVIMENTO
DE BAIXO IMPACTO NO CONTROLE DA POLUIÇÃO DE ÁGUAS
EM SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA**

Dissertação apresentada em: 25 de Junho de 2020.

BANCA EXAMINADORA



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



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



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



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

Campina Grande – PB, Junho de 2020

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, MÔNICA DE AMORIM COURA e RUI DE OLIVEIRA, pela orientação, confiança, ensinamentos, paciência e disposição no desenvolvimento desse trabalho.

À professora Dra. ANDREA CARLA LIMA RODRIGUES, a doutoranda SINARA CAMELO e a graduanda SABRINA HOLANDA pelo apoio à execução no processo da modelagem.

As mestrandas ELBA, JÉSSICA e DÉBORA pelo companheirismo e disponibilidade na realização das coletas e análises laboratoriais durante toda a pesquisa.

Ao graduando e meu orientando LUCAS EDUARDO, por toda ajuda na realização das coletas e pela paciência e dedicação na realização da pesquisa.

Ao Laboratório de Saneamento e aos funcionários CRISTINA, FRANCISCO, IGOR, SAVANA e VALMÁRIA pela disponibilidade e auxílio nas atividades do laboratório.

Aos funcionários AROLDO e EDMILSON, do Laboratório de Hidráulica I, pela ajuda e disponibilidade para realização das medições de vazão.

Ao mestrando HIGOR COSTA e às doutorandas BÁRBARA TSUYUGUCHI e PRISCILA ALVES pelo auxílio nos assuntos referentes a geotecnologias.

A Prefeitura Universitária e ao setor de transportes da UFCG, por possibilitar o deslocamento até os pontos de coleta durante todo o desenvolvimento da pesquisa.

A CAPES, pelo apoio financeiro.

Aos meus pais, MARIA DE LOURDES CUNHA FRANÇA e RINALDO FERREIRA DE FRANÇA, por serem meus grandes apoiadores e pela educação que me proporcionaram.

Aos meus irmãos REGINA, NADIR e RODRIGO por todo apoio e cumplicidade que foram essenciais para poder chegar até aqui.

A minha família de EJC, em especial aos meus pais WENIA e BRUNO e meus irmãos AMANDA, ARTHUR, CLARA, IGOR e THIAGO, pelo apoio e refúgio nos momentos difíceis.

Aos meus demais amigos, em especial ELLEN, ISADORA, ANNA FÁBIA, LUANE, MAYARA, BÁRBARA, SIMONE, YUCIARA, KAMILA e SHALANA pelo enorme apoio e por estarem ao meu lado, partilhando todas as vitórias.

Por fim, a DEUS, por sua infinita bondade. Por ter me concedido saúde e forças para concluir essa etapa.

RESUMO

O inadequado uso e ocupação do solo aliados às deficiências do saneamento básico, geram grandes impactos nas bacias hidrográficas brasileiras. O lançamento clandestino de esgoto doméstico e resíduos sólidos no sistema de drenagem é uma realidade encontrada em todo o país, resultando na poluição dos corpos hídricos urbanos. Este trabalho analisa a aplicação de medidas de desenvolvimento de baixo impacto (*Low Impact Development – LID*) na área de drenagem do Canal das Piabas, Campina Grande – PB. Adota-se a modelagem hidrológica qualitativa dos indicadores de poluição das águas, utilizando o programa *Storm Water Management Model* (SWMM). Para tal, foram monitorados seis pontos no canal de drenagem, com análise de indicadores físico-químicos de qualidade de água, além da determinação da vazão em 5 pontos do canal e 4 pontos de contribuições de esgoto. O diagnóstico da área de estudo mostrou que os altos índices de urbanização e impermeabilização do solo, o lançamento de esgoto doméstico e a presença de resíduos sólidos contribuem para a poluição pontual e difusa das águas do canal. Na aplicação do SWMM para modelagem da qualidade da água em período seco, que simula a descarga contínua dos esgotos sanitários, verificou-se que o processo da propagação de fluxo do escoamento eleva as concentrações dos indicadores ao longo do canal. Já no período chuvoso, foi observado que a intensidade da precipitação e o número de dias antecedentes sem chuvas influenciam na carga poluente acumulada nas sub-bacias e lixiviada pelo escoamento superficial. Neste cenário chuvoso, também ocorre a diluição das concentrações dos indicadores em eventos com grande volume precipitado. O último cenário simulou a aplicação das medidas LIDs, com inserção de pavimentos permeáveis, células de biorretenção e interceptação das contribuições de esgoto. Verifica-se que a adoção das medidas sustentáveis resulta na redução das cargas poluentes do escoamento superficial e na melhoria da qualidade das águas do canal. O uso do software SWMM mostrou-se adequado para os objetivos deste trabalho, com resultados satisfatórios nas simulações e compatíveis com os valores obtidos nas análises laboratoriais.

Palavras-chave: Qualidade das águas pluviais; modelagem matemática; SWMM; *Low Impact Development – LID*.

ABSTRACT

The inadequate land use and occupation, combined with deficiencies in basic sanitation, generate major impacts on Brazilian watersheds. The clandestine release of domestic sewage and solid waste into the drainage system is a reality found throughout the country, resulting in the pollution of urban water bodies. This work analyzes the application of low impact development measures (Low Impact Development - LID) in the drainage area of Canal das Piabas, Campina Grande - PB. A qualitative hydrological modeling of water pollution indicators is adopted, using the Storm Water Management Model (SWMM) program. To this end, 6 points in the drainage channel were monitored, with an analysis of physical-chemical indicators of water quality, in addition to determining the flow in 5 points of the channel and 4 points of sewage contributions. The diagnosis of the study area shows that the high rates of urbanization and soil waterproofing, the release of domestic sewage, and the presence of solid waste contribute to the point and diffuse pollution of the canal waters. In the application of SWMM to model water quality in the dry period, which simulates the continuous discharge of sanitary sewage, it was found that the flow propagation process increases the concentrations of the indicators along the channel. In the rainy season, it was observed that the intensity of precipitation and the number of previous days without rain influence the pollutant load accumulated in the sub-basins and leached by runoff. In this rainy scenario, there is also a dilution of the indicator concentrations in events with large precipitated volumes. The last scenario simulated the application of LIDs measures, with the insertion of permeable pavements, bio-retention cells, and interception of sewage contributions. It is observed that the adoption of sustainable measures results in the reduction of polluting loads from runoff and in the improvement of the quality of the channel waters. The use of the SWMM software proved to be adequate for the purposes of this work, with satisfactory results in the simulations and compatible with the values obtained in the laboratory analyzes.

Keywords: stormwater quality; mathematical modeling; SWMM; Low Impact Development - LID.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Interdependência dos sistemas de infraestrutura urbana.	22
Figura 2: Seção da estrutura do pavimento permeável.	27
Figura 3: Estrutura de uma biorretenção.	28
Figura 4: Modelagem da qualidade das águas pluviais.....	36
Figura 5: Estrutura metodológica da pesquisa.....	41
Figura 6: Localização do perímetro urbano de Campina Grande - PB.....	42
Figura 7: Delimitação das bacias hidrográficas principais de Campina Grande.	43
Figura 8: Representação da Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas (a) sub-bacias e (b) localização dos pontos de coleta.....	45
Figura 9: Pontos para coleta de amostras de água.	46
Figura 10: Etapas da medição de vazão no canal.	48
Figura 11: Imagens dos pontos de contribuição de esgoto no canal.....	49
Figura 12: Declividades médias da bacia.	51
Figura 13: Representação da área de drenagem do Riacho das Piabas no SWMM.	53
Figura 14: Cenários simulados no SWMM.	62
Figura 15: Características de deterioração do Canal das Piabas.	63
Figura 16: Níveis de impermeabilização do solo das sub-bacias nas quais o canal está inserido.	64
Figura 17: Uso e ocupação do solo da área de drenagem do Canal das Piabas.	64
Figura 18: Resíduos sólidos depositados pela população no ponto P5.....	67
Figura 19: Hietograma do evento de precipitação ocorrido em 11/07/2019.....	70
Figura 20: Curvas IDF das precipitações simuladas.	72
Figura 21: Vazões simuladas no SWMM sem a calibração da chuva-vazão.....	72
Figura 22: Resultados da simulação após a calibração da chuva-vazão.	73
Figura 23: Calibrações das variáveis em período seco.	76
Figura 24: Calibração das variáveis no período chuvoso.....	76
Figura 25: Trechos do Riacho das Piabas.	77
Figura 26: Representação adotada no SWMM.....	77
Figura 27: Comportamento da DBO (a) após 50 minutos de simulação e (b) no fim da simulação.....	78

Figura 28: Situação do leito natural do Riacho das Piabas.	79
Figura 29: Comportamento da matéria orgânica durante a simulação do cenário 1.....	80
Figura 30: Comportamento dos nutrientes ao longo da simulação do cenário 1.....	80
Figura 31: Lavagem dos poluentes.	81
Figura 32: Comportamento da DBO no evento de 3,4 mm (a) 9h de simulação, e (b) 12h da simulação.....	82
Figura 33: Comportamento da DBO no evento de 78 mm (a) 1h20min minutos de simulação (início), e (b) 12h da simulação (fim).	83
Figura 34: Comportamento da matéria orgânica nos trechos do riacho durante o evento de 3,4 mm.	84
Figura 35: Comportamento dos nutrientes nos trechos analisados durante o evento de 3,4 mm.	84
Figura 36: Comportamento da matéria orgânica nos trechos do riacho durante o evento de 78 mm.	85
Figura 37: Comportamento dos nutrientes nos trechos do riacho durante o evento de 78 mm.	85
Figura 38: Concentrações de DBO durante a simulação do evento de 3,4 mm com tratamento de 50% da área impermeabilizada (a) 9h50min de simulação e (b) fim da simulação.....	88
Figura 39: Comportamento da DBO na simulação do evento de 3,4 mm com tratamento de 100% da área impermeabilizada (a) 9h50min de simulação e (b) fim da simulação.	89
Figura 40: Concentrações da DBO nas sub-bacias durante a simulação do evento de 78 mm com 50% da área impermeabilizada tratada (a) 1h30min de simulação; (b) 8h50min da simulação.....	90
Figura 41: Lavagem superficial da DBO durante a simulação do evento de 78 mm com 100% da área impermeabilizada tratada (a) 1h30min de simulação; (b) 4h da simulação.	91
Figura 42: Comportamento da DBO após aplicação das medidas LIDs (a) evento de 3,4 mm e (b) evento de 78 mm.	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentrações médias dos indicadores nas águas pluviais de Brasília – DF.	31
Tabela 2: Características e coordenadas dos pontos de coleta.	44
Tabela 3: Características e coordenadas dos pontos de medição de vazão no canal.	48
Tabela 4: Localização dos pontos de contribuição de esgoto no canal.	49
Tabela 5: Parâmetros físicos utilizados para representação das sub-bacias.	51
Tabela 6: valores para o coeficiente de Manning das sub-bacias.	52
Tabela 7: Intervalos de valores para DI e DP.	53
Tabela 8: Valores utilizados na equação de Horton.	54
Tabela 9: Valores médios do coeficiente de Manning para os trechos do canal.	55
Tabela 10: Parâmetros para caracterização dos condutos.	55
Tabela 11: Dados do evento de precipitação do dia 11/7/2019.	56
Tabela 12: Valores de T para obras de drenagem.	57
Tabela 13: Parâmetros para simulação dos pavimentos permeáveis.	59
Tabela 14: Parâmetros utilizados na simulação da biorretenção.	60
Tabela 15: Medições de vazão do canal realizadas em campo.	65
Tabela 16: Vazões medidas das contribuições de esgoto.	66
Tabela 17: Vazões das contribuições de esgoto.	66
Tabela 18: Valores da DBO nos períodos seco e chuvoso.	67
Tabela 19: Comportamento da DQO nos períodos seco e chuvoso.	68
Tabela 20: Valores médios das concentrações de FT.	69
Tabela 21: Valores médios das concentrações de NA.	69
Tabela 22: Critérios de classificação do esgoto sanitário.	70
Tabela 23: Intensidades dos eventos simulados no SWMM.	71
Tabela 24: Valores determinados para DP, DI e AINC.	73
Tabela 25: Valores médios das concentrações dos poluentes em dias secos.	74
Tabela 26: Valores de c_1 e c_2	74
Tabela 27: Valores médios das concentrações de poluentes no período chuvoso.	75
Tabela 28: Acúmulo de poluentes no início e final dos eventos simulados.	81
Tabela 29: Dispositivos LIDs implantados nas sub-bacias.	86

Tabela 30: Quantidades de poluentes removidas após aplicação dos dispositivos LIDs no evento de 3,4 mm.....	87
Tabela 31: Quantidades de poluentes removidas após aplicação dos dispositivos LIDs no evento de 78 mm.....	87
Tabela 32: Concentrações dos indicadores no final das simulações dos eventos de 3,4 mm e 78 mm, com e sem a aplicação das medidas sustentáveis.....	94

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APHA	American Public Health Association
APWA	American Public Works Association
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
FT	Fósforo total
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	Intensidade, duração e frequência
LID	Low Impact Development
NA	Nitrogênio Amoniacal
PB	Paraíba
SWMM	Storm Water Manegement Model
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
°C	Graus Celsius ou centígrados
A	Área da bacia ou sub-bacia
AI	Áreas impermeáveis
AINC	Áreas impermeáveis não conectadas
DI	Capacidade de armazenamento em depressões com superfícies impermeáveis
DP	Capacidade de armazenamento em depressões com superfícies permeáveis
g	Gramas
ha	Hectare
hab./km ²	Habitantes por quilômetro quadrado
h _{max}	Profundidade máxima
i	Intensidade máxima da precipitação
I _f	Capacidade de infiltração final
I _o	Capacidade de infiltração inicial
k	Constante de decaimento
k _c	Coefficiente de compacidade
kg	Quilogramas
km	Quilômetros
km ²	Quilômetros quadrados
L	Comprimento do conduto
L _e	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
R _{conc}	Concentração do poluente na água
Q	Vazão
Q _{obs}	Vazão observada
Q _{sim}	Vazão simulada
S	Declividade da sub-bacia
SCS	Método Soil Conservation Service
TR	Tempo de retorno
W	Largura da sub-bacia
Z	Cota de fundo

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	18
2.	OBJETIVOS.....	20
2.1.	Objetivo geral.....	20
2.2.	Objetivos específicos.....	20
3.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	21
3.1.	Gestão da drenagem urbana no Brasil.....	21
3.2.	Sistemas de drenagem tradicionais e sustentáveis.....	23
3.2.1.	Desenvolvimento de baixo impacto (Low Impact Development – LID).....	24
3.2.1.1.	Medidas estruturais LID para o manejo das águas pluviais.....	26
3.2.1.2.	Medidas LID não-estruturais para manejo das águas pluviais.....	28
3.3.	Poluição das águas nos canais urbanos.....	30
3.3.1.	Indicadores da poluição das águas.....	31
3.4.	Modelos matemáticos na gestão dos sistemas de drenagem urbana.....	33
3.4.1.	Modelagem da qualidade das águas pluviais no SWMM.....	35
3.4.2.	SWMM e os dispositivos LID.....	38
4.	METODOLOGIA.....	41
4.1.	Caracterização da área de estudo.....	41
4.1.1.	Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas.....	43
4.2.	Monitoramento da qualidade das águas do Riacho das Piabas.....	44
4.2.1.	Pontos de coleta.....	44
4.2.2.	Análises laboratoriais.....	47
4.2.3.	Vazão do canal e das contribuições de esgoto.....	47
4.2.3.1.	Medição da vazão do canal.....	47
4.2.3.2.	Medição das vazões nos pontos de contribuição de esgoto.....	49
4.2.4.	Precipitação.....	50
4.2.4.1.	Aquisição dos dados de precipitação.....	50
4.2.4.2.	Definição dos dias secos e chuvosos.....	50
4.3.	Modelagem matemática.....	50
4.3.1.	Caracterização das sub-bacias.....	50

4.3.2.	Dados hidrológicos	55
4.3.2.1.	Chuva real e de projeto	55
4.3.3.	Dados de qualidade	58
4.3.3.1.	Caracterização dos poluentes	58
4.3.3.2.	Acumulação e lixiviação de agentes poluentes	58
4.3.4.	Representação dos dispositivos LIDs	59
4.3.4.1.	Pavimentos permeáveis.....	59
4.3.4.2.	Biorretenção	60
4.3.5.	Calibração	61
4.3.6.	Validação.....	61
4.3.7.	Cenários simulados.....	61
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	63
5.1.	Diagnóstico do sistema de drenagem da área de estudo	63
5.2.	Vazões do canal e das contribuições de esgoto	65
5.2.1.	Vazões do canal	65
5.2.2.	Vazões das contribuições de esgoto	66
5.3.	Qualidade da água.....	67
5.3.1.	Matéria orgânica	67
5.3.2.	Nutrientes	68
5.4.	Modelagem.....	70
5.4.1.	Intensidade das precipitações simuladas.....	70
5.4.2.	Calibração da chuva-vazão.....	72
5.4.3.	Modelagem da qualidade da água	74
5.4.3.1.	Acúmulo e lavagem dos poluentes	74
5.4.3.2.	Calibração das variáveis simuladas	75
5.4.3.3.	Validação das variáveis simuladas	76
5.4.3.4.	Representação dos resultados.....	77
5.4.3.5.	Cenário 1 – Período seco	77
5.4.3.6.	Cenário 2 – Período chuvoso	80
5.4.3.7.	Cenário 3 – Aplicação das medidas LIDs.....	86
5.4.4.	Análise comparativa dos cenários com e sem LIDs	93

6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	95
6.1.	Conclusões	95
6.2.	Recomendações	96
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	97

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o processo de urbanização no Brasil ocorreu de forma desordenada e com grandes impactos nas bacias hidrográficas. O inadequado uso e ocupação do solo contribuíram para alterações no balanço hídrico das bacias urbanizadas e degradação da qualidade das águas pluviais.

A ocupação desordenada das áreas urbanas, a remoção indiscriminada da cobertura vegetal da bacia, a impermeabilização de grandes áreas, a geração de resíduos sólidos e esgoto sanitário que, por muitas vezes, não é coletado e tratado adequadamente, modificam e causam impactos nos sistemas de drenagem (MIGUEZ et al., 2016).

O reconhecimento dos desafios envolvidos na gestão das bacias hidrográficas cresce com o aumento das cargas poluidoras geradas no meio urbano que são lançadas nos corpos hídricos receptores. Segundo Campana e Bernardes (2010), o escoamento pluvial urbano transporta substâncias poluidoras que favorecem a degradação dos corpos d'água receptores desse escoamento. Em decorrência do uso e ocupação do solo em áreas urbanas, assim como das atividades desenvolvidas nesse ambiente, são geradas cargas poluidoras não pontuais que na ocorrência de chuvas são incorporadas ao escoamento superficial e transportadas pelas redes de drenagem até o lançamento final nos corpos d'água receptores.

As deficiências nos serviços do saneamento básico favorecem a poluição dos corpos hídricos urbanos, pois promovem o lançamento clandestino de efluentes domésticos e resíduos sólidos na rede de drenagem em todo o país. A elevada quantidade de matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos descarregados nos corpos d'água resultam em riscos para a saúde humana e ambiental.

A demanda por um desenvolvimento urbano sustentável modificou a concepção dos sistemas tradicionais de drenagem nos últimos anos. O *Low Impact Development* - LID, denominado no Brasil como Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto, é uma abordagem para manejo sustentável das águas pluviais que busca atenuar os efeitos negativos da urbanização sobre as bacias hidrográficas (GÜLBAZ S. E KAZEZYILMAZ-ALHAN, 2018). Os principais objetivos das práticas LID são minimizar o volume e vazão de pico do escoamento superficial, aumentar a evapotranspiração, infiltração e recarga dos aquíferos subterrâneos e reduzir as cargas poluentes nas águas superficiais e subterrâneas.

A análise temporal e espacial da qualidade das águas superficiais se tornou importante na compreensão dos impactos da urbanização nos recursos hídricos. Assim, a implantação de redes de monitoramento e aplicação de modelagem matemática ganhou destaque no suporte à

tomada de decisão e estabelecimento de metas e medidas de mitigação. Ambos permitem a análise dos impactos das mudanças nas condições atuais e a modelagem permite a simulação de condições futuras sob diferentes cenários (ZAFFANI, 2012).

A aplicação da modelagem matemática visando a previsão de cenários de intervenção tem a capacidade de identificar os pontos mais críticos de poluição, atuando como um auxílio aos processos decisórios no ambiente da gestão pública (CAMELO, 2019).

O Storm Water Management Model – SWMM é um modelo hidrológico computacional aplicado na análise dos sistemas de drenagem urbana. O programa foi desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA) com o objetivo de simular o comportamento quali-quantitativo dos escoamentos superficiais. Em diversos estudos o SWMM foi utilizado e validado como ferramenta para avaliação dos impactos dos dispositivos LID na quantidade e qualidade das águas em bacias urbanas (ZANANDREA E SILVEIRA, 2019; GÜLBAZ S. E KAZEZYILMAZ-ALHAN, 2018).

No município de Campina Grande, situado no interior da Paraíba, a urbanização causou impactos consideráveis no sistema de drenagem pluvial. Estudos prévios mostraram que as ações antrópicas no processo de uso e ocupação do solo contribuíram para a alteração do volume do escoamento e degradação da qualidade das águas pluviais no meio urbano. Pesquisas sobre a poluição difusa das águas do Canal do Prado e do Canal das Piabas, verificaram a ocorrência de lançamento contínuo de esgoto doméstico e disposição inadequada de resíduos sólidos nas estruturas de macrodrenagem (CAMELO, 2019; CAMINHA, 2014; HENRIQUES, 2014; VIDAL, 2019).

O presente estudo tem como principal objetivo analisar a aplicação de medidas de desenvolvimento de baixo impacto (*Low Impact Development – LID*) na área de drenagem do Canal das Piabas, Campina Grande – PB. Foi utilizado o programa SWMM para modelagem hidrológica qualitativa dos indicadores de poluição das águas, metodologia ainda pouco aplicada na avaliação do uso de técnicas LID em bacias urbanas. Este trabalho servirá de subsídio para a implantação de um sistema de gestão sustentável das águas urbanas do município.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Analisar a aplicação de medidas de desenvolvimento de baixo impacto (*Low Impact Development* – LID) para apoiar um sistema de gestão sustentável das águas pluviais urbanas.

2.2. Objetivos específicos

- Diagnosticar as atuais condições da área de drenagem do Canal das Piabas;
- Avaliar a qualidade das águas da área de estudo através do modelo computacional SWMM (Storm Water Management Model);
- Analisar a redução de risco de contaminação das águas de drenagem a partir da construção de diferentes cenários de intervenção na bacia;
- Avaliar a aplicação das medidas propostas através da análise comparativa dos cenários simulados.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. Gestão da drenagem urbana no Brasil

Segundo a Lei 11.445/2007, lei do saneamento básico, que institui a Política Nacional do Saneamento Básico (PNSB), a gestão e o manejo das águas pluviais urbanas consistem no conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de drenagem urbana pluvial, de transporte, detenção ou retenção para amortecimento de vazões de cheias, tratamento e disposição final das águas pluviais drenadas nas áreas urbanas.

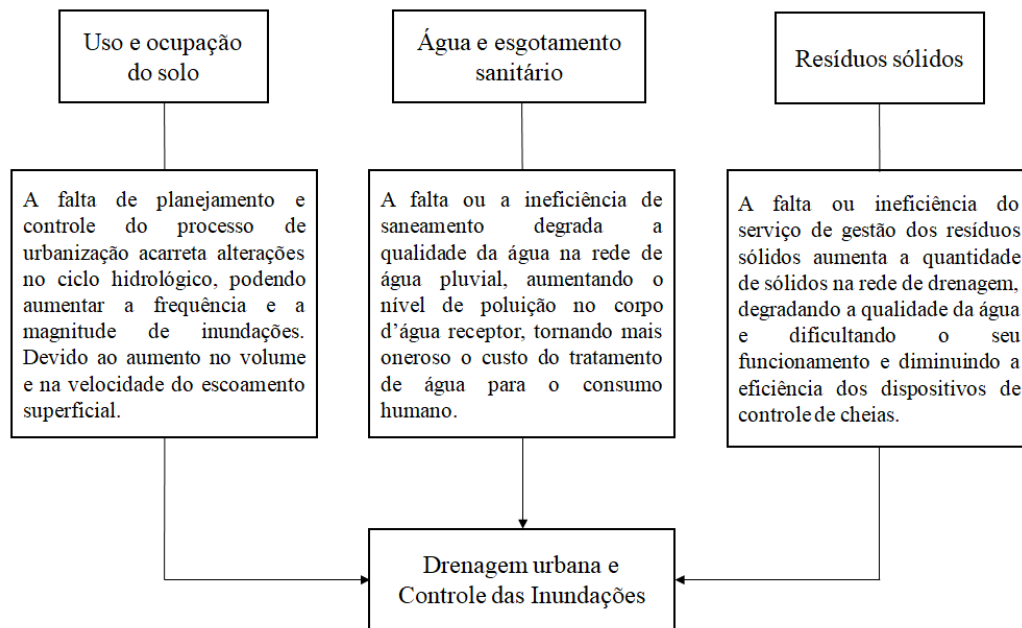
A lei do saneamento prevê que todas as áreas urbanas devem dispor de serviços de drenagem e de manejo de águas pluviais adequados à saúde pública e à segurança da vida e do patrimônio público e privado. De acordo com a referida lei é fundamental a articulação dessa política com as políticas de desenvolvimento urbano e regional, de habitação, de combate à pobreza e de sua erradicação, de proteção ambiental, de promoção da saúde e outras de relevante interesse social, voltadas para a melhoria da qualidade de vida, para as quais o saneamento básico é determinante. Destaca-se como necessária sua integração com a gestão eficiente dos recursos hídricos (MIGUEZ et al., 2016).

Na PNSB a drenagem urbana tem como princípios básicos a universalização do acesso e a integração com os serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário e o manejo adequado dos resíduos sólidos. Para Rezende (2010), os sistemas de infraestrutura urbana são interdependentes e a não consideração dos efeitos de um sistema sobre o ambiente urbano pode reduzir a eficiência de outros sistemas ou, até mesmo, inviabilizar o seu funcionamento. Essa interdependência está ilustrada no diagrama da Figura 1.

De acordo com Tucci (2016), existem dois níveis de regulação para a drenagem urbana: (a) a regulação nacional, estadual ou pelo plano de bacias hidrográficas; e (b) a regulação municipal, que deve buscar minimizar os impactos de quantidade e qualidade dentro da cidade, nas pequenas bacias urbanas e não transferi-los para o sistema de rios.

Os planos de bacias hidrográficas são instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei 9.433/1997. Os planos de recursos hídricos estabelecem os fundamentos e regras para a aplicação dos instrumentos de outorga e enquadramento.

Figura 1: Interdependência dos sistemas de infraestrutura urbana.



Fonte: Adaptado de Rezende (2010).

No espaço do município o plano de saneamento básico, que tem sua elaboração prevista pela PNSB, deve buscar minimizar os impactos de quantidade e qualidade dentro da cidade, nas pequenas bacias urbanas, e não transferi-los para os rios (TUCCI, 2005). Faz-se necessário que seja incluído um plano de drenagem urbana no plano de saneamento básico, que deve atender ao plano de bacias no que se refere à alteração na qualidade e vazão dos rios, como consta no Artigo 12 da PNRH. Porém, esses impactos, que os espaços urbanos podem transferir para a drenagem a jusante não têm sido analisados nos planos de bacias desenvolvidos no Brasil (TUCCI, 2016).

O uso e a ocupação do solo apresentam grande influência nos escoamentos pluviais, sendo importantes a legislação e a fiscalização da expansão territorial nas bacias hidrográficas. Segundo Camelo (2019), a ocupação de forma desordenada no território urbano resulta no surgimento de problemas de drenagem, sendo as áreas próximas aos cursos de água as mais afetadas.

Na conceituação atual de manejo de águas pluviais urbanas, o controle e minimização dos efeitos adversos das enchentes urbanas não se limitam ao princípio dominante no meio técnico tradicional, de propiciar o afastamento e o escoamento das águas pluviais dos pontos críticos, mas da adoção de sistema integrado de gestão, baseado num conjunto de ações e soluções de caráter estrutural e não estrutural, envolvendo o planejamento e execução de

grandes e pequenas obras e de ocupação do espaço urbano, com legislações e fiscalizações eficientes quanto à geração de deflúvios superficiais decorrentes do uso e ocupação do solo (RIGHETTO, 2009)

3.2. Sistemas de drenagem tradicionais e sustentáveis

O sistema de drenagem consiste no conjunto de elementos interligados, destinados a recolher as águas pluviais precipitadas sobre uma determinada área, conduzindo-as de forma segura até um destino final. Pode-se acrescentar, ainda, a infiltração e a armazenagem sempre que possível como soluções capazes de promover a recuperação de parte do ciclo hidrológico natural (MIGUEZ et al., 2016).

A drenagem urbana apresenta basicamente dois níveis: micro e macrodrenagem. A microdrenagem é determinada pela ocupação urbana através do traçado das ruas, e constituída por sarjetas, bocas-de-lobo, bueiros e galerias com diâmetros inferiores a 1,5 m. A macrodrenagem é constituída por estruturas que transportam as águas pluviais captadas pela microdrenagem e pelas obras concebidas para receber grandes volumes escoados. As galerias de grande porte, os canais e os rios são exemplos de elementos que recebem maiores volumes escoados.

Os sistemas de drenagem tradicionais, ou clássicos, são conhecidos como sistemas higienistas. Os preceitos higienistas para a drenagem das águas pluviais e águas servidas recomendam sua rápida evacuação das áreas urbanas, por meio de condutos, preferencialmente subterrâneos, com funcionamento por gravidade. A adoção desta metodologia facilita o desenvolvimento urbano, sem a presença nociva da água à superfície das ruas e, ao mesmo tempo, efetuando-se a prevenção de doenças de veiculação hídrica (BAPTISTA et al., 2015). Estes princípios vigoram até os dias de hoje, ainda que se tenha adotado o sistema de esgotamento sanitário do tipo separador absoluto, que coleta e transporta as águas pluviais e o esgoto sanitário em condutos separados.

Segundo Souza et al. (2012), no final da década de 1960 os impactos negativos das medidas higienistas na drenagem urbana já eram evidentes, entre eles: (a) a transferência do problema para áreas de jusante, implicando na necessidade de ampliação do sistema com custos adicionais e crescentes; (b) a insegurança da população com respeito às inundações, culminando em grandes prejuízos à sociedade, e; (c) a limitação de outros usos presentes ou futuros da água em meio urbano.

A demanda por um desenvolvimento urbano sustentável tem produzido impactos relevantes na concepção dos sistemas de drenagem nos últimos anos. Os projetos de sistemas para os serviços do saneamento têm buscado soluções inovadoras de engenharia para um ambiente urbano mais saudável (RIGHETTO, 2009). Assim, surgiram os sistemas de drenagem sustentáveis que, segundo Lourenço (2014), têm como objetivo principal regenerar o ciclo hidrológico natural, através da incorporação de novas técnicas, com a finalidade de amortecer vazões e atenuar o nível de poluição nas águas pluviais descarregadas nos meios receptores.

Na abordagem da drenagem sustentável, o solo e a vegetação foram reconhecidos como sistemas naturais de drenagem e tornaram-se importantes no controle quali-quantitativo das águas pluviais, ao promover a infiltração, a evapotranspiração e o contato da água com bactérias e plantas. Essa abordagem ficou conhecida como *Low Impact Development - LID*, denominado no Brasil como Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto, *Water Sensitive Urban Design – WSUDE* na Austrália ou a abordagem britânica de *Sustainable Drainage Systems – SuDS* (SOUZA et al., 2012). Estes sistemas alternativos de drenagem consideram os impactos da urbanização de forma global, tomando como base de estudo a bacia hidrográfica e buscando compensar sistematicamente os efeitos da urbanização (BAPTISTA et al., 2015).

3.2.1. Desenvolvimento de baixo impacto (Low Impact Development – LID)

O desenvolvimento de baixo impacto (*Low Impact Development - LID*) consiste em uma estratégia para o gerenciamento das águas pluviais na fonte e utiliza medidas de controle descentralizadas e em microescala. Desde o surgimento das práticas LID, obteve-se resultados positivos na gestão dos escoamentos das águas pluviais, na melhoria da qualidade dessas águas e na proteção do meio ambiente (AHIABLAME et al., 2012).

Os sistemas baseados nas medidas de desenvolvimento de baixo impacto vêm sendo executados nos Estados Unidos com o objetivo de minimizar os prejuízos causados por enchentes, com um custo de implantação inferior ao das medidas de drenagem tradicionais. Inicialmente desenvolvidas e implantadas pelo Condado de Prince George, Maryland, no início dos anos 1990, as técnicas LID se tornaram uma forma inovadora de lidar com o escoamento das águas pluviais. De acordo com U.S. Department of Housing and Urban Development (2003), o Desenvolvimento de Baixo Impacto é uma abordagem que utiliza

várias práticas e tecnologias de planejamento e design simultaneamente, com o objetivo de conservar e proteger os recursos naturais e reduzir os custos com infraestrutura.

No Brasil, o Ministério das Cidades elaborou um manual para apresentação de propostas a fim de estimular a utilização de LID para implantação e ampliação de sistemas de drenagem urbana de forma sustentável (BRASIL, 2006). Algumas experiências de adoção das medidas LID já foram vivenciadas em cidades brasileiras, a exemplo de Porto Alegre. Porém, com base em resultados de estudos realizados por Cruz et al. (2007), os locais ainda apresentaram considerável resistência às práticas LID, possivelmente por estas caracterizarem um ônus adicional.

Para Souza et al. (2012), o LID é uma estratégia de manejo de águas pluviais e servidas com um planejamento multidisciplinar integrado a práticas de tratamento e controle em configurações residenciais, comerciais e industriais. As técnicas dão ênfase à utilização de ecossistemas naturais como infraestrutura para manejo das águas pluviais, por meio da conservação e aproveitamento de características de solo e vegetação.

Os elementos chaves para execução do LID são: conservar vegetação e solos naturais; elaborar projetos que respeitem as peculiaridades da área de implantação; favorecer a infiltração e recarga de aquíferos direcionando o escoamento para as áreas vegetadas; realizar manejo hídrico o mais próximo possível da fonte de geração de excedente do escoamento; e promover a manutenção, prevenção à poluição e à educação ambiental na área (SOUZA et al., 2012).

Os escoamentos de águas pluviais geralmente carregam poluentes urbanos como óleos, graxas, nutrientes, metais e detritos, que acabam sendo depositados em corpos aquáticos e alterando a qualidade dos mesmos. Neste contexto, entre os objetivos do LID está também a remoção de poluentes das águas de drenagem por meio de processos naturais e que restaurem o controle hidrológico.

Os dispositivos LID incluem medidas estruturais, como wetlands, lagoas, valas de infiltração, tanques de água da chuva, dispositivos de biorretenção, entre outros. As abordagens LID também incluem medidas não estruturais, como layouts alternativos de estradas e edifícios para minimizar a impermeabilidade e maximizar o uso de solos e vegetação permeáveis, redução de fontes de contaminantes e programas de educação para melhoria das atividades antrópicas (ELLIOTT e TROWSDALE, 2007).

3.2.1.1. Medidas estruturais LID para o manejo das águas pluviais

a. Pavimentos permeáveis

Para Miguez et al. (2016), os revestimentos permeáveis são uma alternativa ao uso de superfícies impermeáveis tradicionais, como o asfalto e o concreto, e podem ser utilizados em calçadas, estacionamentos, quadras esportivas e, até mesmo, no interior de lotes. A partir desta substituição, é possível promover a infiltração das águas pluviais e, conseqüentemente, diminuir a ocorrência das cheias nas áreas urbanas.

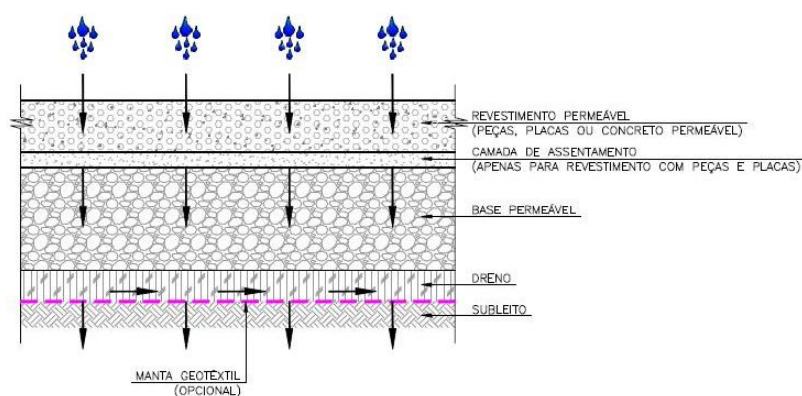
Os pavimentos permeáveis consistem na utilização de concreto/pavimento poroso ou blocos de concreto vazados em sua camada superior, uma camada de base, normalmente composta por brita, e uma manta geotêxtil para impedir a migração de material entre camadas. Outros materiais como anéis de plástico para a camada base ou a construção de um reservatório podem ser também aplicados quando se objetiva o armazenamento das águas de chuva (SOUZA et al., 2012). É recomendado por Acioli (2005) que antes de atingir o pavimento permeável, o escoamento passe por um sistema de pré-tratamento para remoção de sedimentos, óleos e partículas em suspensão que possam causar a obstrução do dispositivo.

A NBR 16416 – ABNT (2015) apresenta os requisitos e procedimentos para a execução dos pavimentos permeáveis de concreto. A Figura 2 apresenta a seção da estrutura do pavimento permeável para ocorrência de uma infiltração parcial, na qual apenas uma parte da água precipitada alcança o subleito e se infiltra, enquanto a outra parte fica temporariamente armazenada na estrutura permeável para, posteriormente, ser removida pelo dreno.

A drenagem através do uso do pavimento permeável tem mostrado também a redução das concentrações de poluentes das águas de escoamento, quando comparado com a drenagem superficial impermeável, como os metais pesados, óleos e gorduras, sedimentos e alguns nutrientes. Os principais mecanismos de retenção de poluentes na estrutura dos pavimentos permeáveis são a sedimentação, a filtração e a adsorção química dos materiais (WOODS-BALLARD et al., 2007).

Para Baptista et al. (2015) a eficiência desse tipo de técnica na remoção de poluentes se deve ao fato de que grande parte dos poluentes encontra-se associada a sólidos em suspensão, que são, assim, retidos no corpo da estrutura a partir da infiltração.

Figura 2: Seção da estrutura do pavimento permeável.



Fonte: ABNT - NBR 16416 (2015).

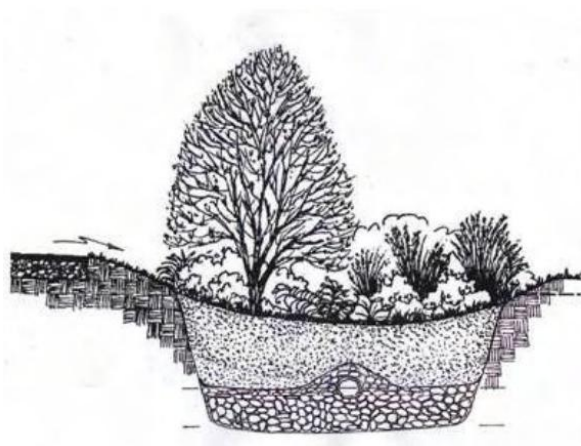
b. Biorretenção

A biorretenção é uma técnica de manejo das águas pluviais aplicada para reduzir as vazões de pico e auxiliar na melhoria da qualidade dessas águas. Esta medida estrutural sustentável é composta por solo e plantas que apresentam propriedades físicas, químicas e biológicas que podem realizar em seu interior processos como adsorção, filtração, volatilização, troca de íons e decomposição. A presença de plantas auxilia na remoção dos poluentes e contribui esteticamente para o ambiente em que a técnica é aplicada (PGDER, 2007).

A adoção dos dispositivos de biorretenção é indicada para áreas pouco adensadas e que possuam espaços livres maiores para sua instalação. Porém, segundo Alves (2017), a biorretenção pode ter suas dimensões bem reduzidas, assim os moradores que desejam adotar a medida sustentável podem construir estas estruturas em seus próprios terrenos e as prefeituras podem colocá-las em áreas de passeio público. A Figura 3 apresenta um esquema de uma estrutura de biorretenção para filtração, infiltração e recarga parcial de um aquífero.

O manual das melhores práticas de drenagem para as cidades do estado de Minnesota nos EUA, elaborado pelo Metropolitan Council (2001), mostrou as vantagens associadas à aplicação da biorretenção como medida para uma drenagem sustentável. Entre as vantagens estão: valorização do espaço pela incorporação de plantas ao ambiente urbano; detenção temporária das águas, propiciando um rearranjo temporal dos hidrogramas; melhoria da qualidade das águas pluviais pela retenção de sedimentos finos e poluentes associados; possibilidade de recarga das águas subterrâneas; e a possibilidade de aplicação em áreas densamente impermeabilizadas.

Figura 3: Estrutura de uma biorretenção.



Fonte: PGDER (2007).

Braga (2017) realizou uma análise da qualidade da água em uma biorretenção construída no Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas (CTEC/UFAL), com ênfase na eficiência de remoção dos poluentes em lançamentos de três tipos de águas da drenagem urbana, escoadas em telhado, em sarjeta e em um canal. Os resultados mostraram que a biorretenção foi eficiente no que se refere à remoção de poluentes, sendo equivalentes ou superiores aos encontrados na literatura. Dentre os poluentes que apresentaram maior retenção destacaram-se o fósforo total (72,6 a 76,5 %), nitrogênio amoniacal (68,0 – 74,8%) e metais pesados (71,4 a 85,7%). Constatou também a redução da demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), nitrato, *E. coli* e óleos e graxas, porém com eficiências menores que para os demais indicadores.

3.2.1.2. Medidas LID não-estruturais para manejo das águas pluviais

A importância das medidas preventivas de caráter não estrutural na drenagem urbana vem aumentando nos últimos anos, tanto pela eficiência em solucionar o problema na fonte como pela busca da minimização de custos em obras de drenagem. Estas podem ser agrupadas em seis categorias: educação ambiental; planejamento e manejo da água; uso e destinação adequada de materiais e produtos químicos; manutenção dos dispositivos de infiltração das vias; controle de conexão ilegal de esgoto; e reuso das águas pluviais (RIGHETTO, 2009).

A educação ambiental é um dos elementos-chave para a implantação de um sistema de drenagem baseado nas medidas LID. Para Souza et al. (2012) é necessário trabalhar a

educação ambiental e o envolvimento da população, inclusive de profissionais, objetivando-se a redução de cargas de poluentes e o aumento da eficiência e longevidade dos sistemas de drenagem.

Um programa permanente de educação ambiental tem o intuito de conscientizar a população sobre os prejuízos que podem ser causados pela deposição indevida de resíduos sólidos e sobre as ligações irregulares de esgoto doméstico nos canais de drenagem de águas pluviais. Esta conscientização deve mostrar a importância da manutenção adequada dos dispositivos de drenagem, ação que afeta todo o funcionamento do sistema diretamente e em longo prazo (ALVES, 2017).

De acordo com Souza et al. (2012), o planejamento e manejo das águas pluviais sob a abordagem LID realiza-se no âmbito de bacia (ou sub-bacia), tendo como foco a manutenção ou a recuperação de funções hidrológicas. Para isso é necessária a obtenção de informações que auxiliem na identificação das áreas de preservação, solos mais permeáveis e vegetação de interesse especial. Tendo em vista a necessidade de dados atuais de topografia, vegetação, zoneamento e uso do solo, dentre outras informações, faz-se necessário que o planejamento e controle das águas pluviais ocorram de forma multidisciplinar sob a coordenação de uma equipe técnica habilitada.

Os poluentes que se depositam nas superfícies urbanas são lavados pela chuva e a água, resultante desta lavagem, chega contaminada aos corpos hídricos receptores. Righetto (2009) afirma que o uso e o armazenamento adequados de substâncias tóxicas são uma importante medida para controle da poluição na fonte. Por exemplo, os postos de combustíveis devem ser fiscalizados no sentido de evitar a contaminação das águas por substâncias tóxicas, armazenando adequadamente os produtos em reservatórios superficiais ou subterrâneos.

A varrição das ruas, a coleta de resíduos sólidos, a limpeza e manutenção das vias, dispositivos, canais e cursos d'água são extremamente importantes para a eficiência e longevidade dos sistemas de drenagem. Deve-se também exercer controle das conexões irregulares de esgoto doméstico nas redes de drenagem. Assim, o funcionamento adequado de um sistema de drenagem pluvial exige uma série de ações de manutenção e fiscalização constantes.

A utilização das águas pluviais para fins como jardinagem, lavagem de pisos e veículos, abastecimento de fontes e lagos, e usos nos sistemas prediais pode ser de grande valia no ambiente urbano. Um exemplo da prática do reuso das águas pluviais é o uso de

cisternas nas regiões semiáridas. Estas armazenam as águas de chuva para, posteriormente, serem tratadas e utilizadas para diversas atividades, como a dessedentação de animais e pessoas.

Geralmente as medidas não estruturais apresentam custos menores se comparadas com as medidas estruturais. As medidas ideais devem ser definidas, para cada caso, em função das características locais e dos impactos que poderão ocorrer no âmbito social. Pode ser possível combinar-se medidas estruturais e não estruturais, com vista a obter uma melhor solução (LOURENÇO, 2014).

3.3. Poluição das águas nos canais urbanos

A poluição das águas consiste na adição de substâncias ou de formas de energia que alterem a natureza do corpo d'água, prejudicando os legítimos usos que dele são feitos. Este tipo de poluição pode apresentar-se de forma 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 (VON SPERLING, 2014a).

A poluição difusa dos corpos receptores é um dos grandes problemas sanitários resultantes do processo de urbanização. O lançamento das águas escoadas nas superfícies urbanas, as ligações clandestinas de esgoto sanitário e a disposição irregular de resíduos sólidos urbanos causam a degradação da qualidade das águas de rios, lagos e aquíferos subterrâneos.

As fontes de poluição difusa são resultado das atividades antrópicas desenvolvidas no processo de ocupação e uso do solo na bacia urbana. Os impactos oriundos da degradação da qualidade da água no meio urbano abrangem aspectos sociais, econômicos e ambientais. Podem ser citados os seguintes: mortandade de peixes e da vida aquática; proliferação de doenças de veiculação hídrica; degradação da qualidade da água, a qual se torna imprópria para consumo; degradação do ecossistema; custos financeiros relacionados às ações de limpeza e remoção dos poluentes; e inadequação das áreas utilizadas para lazer (RIGHETTO, 2009).

As águas que escoam sobre as áreas urbanizadas transportam uma grande quantidade de poluentes, tanto artificiais como naturais. Grande parte dos poluentes é constituída por matéria orgânica, que aumenta a carga orgânica presente nas águas, e, ainda, contém altas concentrações de hidrocarbonetos e metais, presentes em resíduos de óleos e combustíveis que são carreados das ruas durante o escoamento (MIGUEZ et al., 2016).

As ligações irregulares que introduzem os esgotos domésticos na rede de drenagem são fontes de poluição pontual que resultam no aumento da quantidade de matéria orgânica e na presença de organismos patogênicos nas águas dos canais urbanos.

Para Tucci (2005), a qualidade da água pluvial depende de diversos fatores, como a execução da limpeza urbana e sua frequência, a intensidade da precipitação e sua distribuição temporal e espacial, a época do ano e o tipo de uso do solo na área urbana drenada.

A Tabela 1 apresenta as concentrações médias de diversos indicadores selecionados por Campana e Bernardes (2010) para caracterizar a qualidade do escoamento na rede de drenagem pluvial de Brasília – DF, de acordo com os usos e ocupação do solo.

Tabela 1: Concentrações médias dos indicadores nas águas pluviais de Brasília – DF.

Parâmetros	Unidade	Área Comercial	Área Residencial
pH	-	7,00	6,60
DQO	mg/L	67	110
Sulfatos	mg/L	3,30	3,90
Cobre	mg/L	0,03	0,11
Sódio	mg/L	4,25	7,61
Zinco	mg/L	0,18	0,11
Chumbo	mg/L	0,03	0,04
Sólidos em suspensão	mg/L	85	141
Sólidos dissolvidos	mg/L	50	56
Óleos e graxas	mg/L	11,10	13,10
DBO	mg/L	8,10	11,00
Fósforo	mgP-PO ₄ ⁻³ /L	0,20	0,70
Nitrogênio amoniacal	mgN-NH ₄ ⁺ /L	0,36	0,38
Coliformes totais	NMP/100 ml	650000	870000
E-coli	NMP/100 ml	16000	37000

Fonte: Adaptado de Campana e Bernardes (2010).

3.3.1. Indicadores da poluição das águas

Segundo a Resolução CONAMA 357/2005, 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. Assim, faz-se necessário o monitoramento dos indicadores que podem constatar a poluição das águas em bacias de drenagem, para detectar as fontes poluidoras e controlar a qualidade das águas para atender aos padrões estabelecidos pela legislação vigente.

- **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO)**

O oxigênio dissolvido (OD) e a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) são indicadores de qualidade que permitem uma visão das condições do corpo hídrico para uma contaminação por matéria orgânica em geral (TUCCI, 2005).

O OD é essencial para os seres aquáticos aeróbios e sua presença depende de fatores como temperatura, salinidade e pressão atmosférica. Apresenta um papel fundamental no processo de autodepuração e sua concentração é variável nos níveis espacial e temporal (RIGHETTO, 2009). A concentração do oxigênio dissolvido é um dos principais indicadores para avaliar os efeitos da poluição das águas por despejos com elevada quantidade de matéria orgânica.

A DBO representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. A DBO de cinco dias (DBO_5), a 20°C, é o indicador de poluição orgânica mais utilizado universalmente para as águas superficiais, e envolve a medida do oxigênio dissolvido utilizado pelos microrganismos durante a oxidação bioquímica da matéria orgânica (METCALF e EDDY, 2016).

Os padrões de DBO exigidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces são de 3, 5 e 10 mg/L para as classes 1, 2 e 3, respectivamente. Em dados apresentados pela American Public Works Association (APWA) o valor da concentração da DBO em águas de drenagem pluvial varia de 1 a 700 mg/L (TUCCI, 2005). Na Resolução CONAMA 430/2011 consta que para o lançamento de efluentes deve ser alcançada a remoção mínima de 60% de DBO, sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso da existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

A demanda química de oxigênio (DQO) é uma medida indireta da quantidade de material orgânico por meio da oxidação química. Esta não possibilita a identificação das espécies que foram oxidadas e nem a distinção dos materiais orgânicos, porém consiste em uma análise rápida e simples em relação à DBO_5 . Valores elevados de DQO podem indicar problemas de contaminação dos corpos hídricos por despejos industriais (RIGHETTO, 2009). As Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 não apresentam a DQO entre os padrões de qualidade das águas ou padrões de lançamento de efluentes.

- **Nitrogênio e fósforo**

O nitrogênio e o fósforo são nutrientes que, em concentrações elevadas nas águas, causam a eutrofização, que consiste na fertilização das águas por nutrientes e que tem como uma de suas consequências o florescimento exagerado de algas e cianobactérias. As fontes antropogênicas destes nutrientes são despejos domésticos, industriais, excrementos de animais e os fertilizantes. Assim, os esgotos domésticos e as águas de drenagem são importantes fontes de nutrientes para os corpos d'água.

Na água, o nitrogênio pode ser encontrado nas formas de nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal (formas reduzidas), ou nitrito e nitrato (formas oxidadas). O fósforo pode se apresentar nas águas sob as formas de: fósforo orgânico, ortofosfato e polifosfato (MARTINS, 2017).

3.4. Modelos matemáticos na gestão dos sistemas de drenagem urbana

A eficiência na gestão da drenagem das águas pluviais urbanas resulta na minimização dos riscos de alagamentos e inundações, na redução da poluição dos corpos receptores e na diminuição das ocorrências de doenças de veiculação hídrica. Existem diversas ferramentas utilizadas para auxiliar na gestão desses sistemas, entre as quais os modelos matemáticos computacionais.

A modelagem computacional tem sido utilizada para simular o comportamento de sistemas aquáticos desde os meados dos anos 1960. Modelos capazes de simular a vazão e a qualidade das águas pluviais surgiram na década de 1970 e foram desenvolvidos principalmente pelas agências do governo dos Estados Unidos, como a Agência de Proteção Ambiental – USEPA. Desde então, foi desenvolvida uma variedade de modelos de simulação de bacias urbanas, desde modelos conceituais mais simples até os modelos hidráulicos mais complexos (ZOPPOU, 2001).

Para Alves (2017) e Collodel (2009), os modelos computacionais de simulação se mostram como ferramentas eficientes para prognosticar os efeitos causados às bacias hidrográficas pelo crescimento urbano, possibilitando o planejamento adequado do desenvolvimento das cidades.

Modelos computacionais são muito úteis em diversas situações da gestão das águas pluviais urbanas. Estes modelos podem ser utilizados na fase de planejamento e de detalhamento de projeto, no caso de manutenção corretiva em que seja necessário realizar obras complementares e em outros casos em que se deseja simular cenários sobre o comportamento de um sistema de drenagem submetido a determinadas condições de

precipitação pluviométrica (RIGHETTO, 2009). Entre os modelos computacionais que permitem a simulação quali-quantitativa das águas em ambientes urbanos se destacam o QUALI2E, STORM, SWAT e o SWMM.

O QUALI2E (ou Q2E) é um modelo de simulação da qualidade da água desenvolvido pela *U.S. Environmental Protection Agency* (U.S. EPA) em 1985. O Q2E é um modelo unidimensional de estado permanente e não uniforme, aplicável a rios dendríticos e de boa mistura. Simula a concentração do oxigênio dissolvido associada a outras variáveis de qualidade de água (DBO, temperatura, clorofila a, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo orgânico, fósforo dissolvido, coliformes). Com sua interface gráfica amigável, pode ser utilizado como ferramenta para caracterizar a qualidade da água de uma bacia hidrográfica para vários indicadores simultaneamente, tanto para o rio principal, como para seus tributários. Dessa maneira, pode ser empregado na elaboração dos planos de bacia, bem como na implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos previstos pela Lei 9.433/1997 (KNAPIK et al., 2011);

O STORM (*Storage, Treatment, Overflow, Runnof Model*) foi apresentado em 1973 pela *Water Resources Engineers, Inc.* (WRE). O modelo é capaz de simular o escoamento e as cargas poluentes em bacias hidrográficas, urbanas e rurais, em resposta às precipitações (HEC, 1977; ZOPPOU, 2001). De acordo com Yang et al. (2009), o STORM é uma ferramenta útil de planejamento, especialmente para se avaliar a compensação entre o tratamento e o armazenamento das águas pluviais, como medidas de controle da poluição em sistemas combinados de esgotos. O modelo possui rotinas hidrológicas e de qualidade simplificadas, que podem simular, em bacias de qualquer tamanho, o volume do escoamento, o derretimento de neve, as vazões de tempo seco, em termos, tanto de simulação contínua, quanto de eventos únicos de precipitação.

O SWAT (*Soil Water and Analysis Tools*) foi desenvolvido pelo *U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service* (USDA – ARS) no início da década de 1990. É um modelo contínuo, utilizado na 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 de grandes áreas. A discretização espacial ocorre pela divisão da bacia em sub-bacias, e pela subdivisão dessas em Unidades de Resposta Hidrológica (HRU). Essa subdivisão das bacias maiores em unidades de respostas hidrológicas (HRU) gera grande quantidade de arquivos de entrada, difícil manipulação, não obtenção dos parâmetros das equações de arquivos através dos dados utilizados e não simulação de inundações em termos

de eventos específicos (YANG et al., 2009; NEITSCH et al., 2005; SHOEMAKER et al., 2005).

O SWMM (*Storm Water Management Model*) foi desenvolvido, pela primeira vez, em 1971, pela U.S. EPA e sofreu várias atualizações importantes, desde então (ROSSMAN, 2015). A última revisão do SWMM – versão 5.1.012 – foi produzida pelo Laboratório Nacional de Gestão de Riscos, pertencente à U.S. EPA, 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 - *Low Impact Development* (CAMELO, 2019).

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.

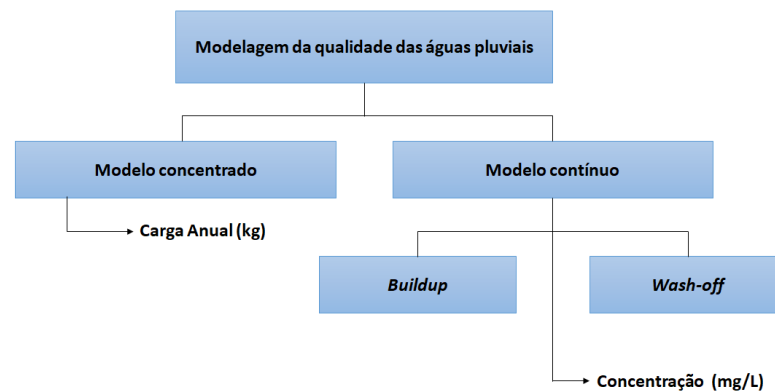
A definição do modelo a ser utilizado depende dos objetivos da modelagem, área de estudo pretendida, disponibilidade de dados e as tecnologias a serem empregadas. Para a realização deste estudo, o SWMM foi escolhido devido à possibilidade de modelar a qualidade das águas, apresenta domínio público e é bastante utilizado por pesquisadores da área.

3.4.1. Modelagem da qualidade das águas pluviais no SWMM

A poluição de águas da drenagem pluvial caracteriza-se pela ocorrência de dois processos denominados de “*buildup*” e “*wash-off*” que, traduzidos ao português, correspondem respectivamente à deposição e à lavagem de poluentes das superfícies urbanas. O processo de *buildup* corresponde ao acúmulo de poluentes em dias antecedentes ao período chuvoso. Quando ocorre uma precipitação, parte desses poluentes é lavada da superfície no processo denominado *wash-off* e, assim, são conduzidos para o sistema de drenagem pluvial existente e para o corpo receptor, ou diretamente a este último (MENEZES FILHO, 2014).

A modelagem da qualidade das águas pluviais pode ser realizada sob o enfoque de modelo concentrado ou distribuído no tempo (modelo contínuo), conforme ilustrado na Figura 4.

Figura 4: Modelagem da qualidade das águas pluviais



Fonte: Adaptado de Menezes Filho (2014).

Como sintetizado por Menezes Filho (2014), o modelo concentrado estima a carga de poluição, em kilogramas, gerada em uma bacia hidrográfica em um período, seja mês ou ano. Já o modelo contínuo, expressa os resultados em concentrações de poluentes (mg/L). A modelagem distribuída abrange os processos *buildup* e *wash-off*, que utilizam equações empíricas (AKAN e HOUGHTALEN, 2003).

A modelagem distribuída no tempo é útil para avaliar a distribuição temporal das cargas de poluentes no escoamento superficial das águas pluviais, podendo ser implementada em áreas permeáveis e impermeáveis. As equações que descrevem os modelos de acúmulo e lixiviação serão apresentadas mais adiante.

O SWMM é um modelo dinâmico de simulação chuva-vazão usado para evento único ou simulação contínua de quantidade e qualidade dos escoamentos pluviais, principalmente em áreas urbanas. O componente de escoamento trabalha em conjuntos de sub-bacias que recebem a precipitação e geram o escoamento e cargas de poluentes. O modelo pode transportar o escoamento por tubulações, canais, unidades de armazenamento/tratamento, bombas e reguladores (ROSSMAN, 2015).

O modelo SWMM representa o comportamento de um sistema de drenagem baseado em quatro módulos: Atmosférico, Superfície do Solo, Águas Subterrâneas e, por fim, o módulo de Transporte. No módulo Atmosférico ocorre a precipitação e o depósito dos poluentes na superfície do solo, utilizando como objeto o pluviômetro, que fornece as entradas de chuva. O módulo Superfície do Solo, que recebe as contribuições do módulo Atmosférico e utiliza como objetos para modelagem das sub-bacias, exporta o fluxo das águas da precipitação por meio da infiltração para o módulo de Águas Subterrâneas e, também, por meio do escoamento

superficial e carreamento de poluentes, para o módulo de Transporte. O módulo das Águas Subterrâneas recebe infiltração do módulo Superfície do Solo e transfere uma parte da mesma para o módulo de Transporte, utilizando os aquíferos como objetos da modelagem. O módulo de Transporte trabalha com uma rede de elementos de transporte (canais, condutos e bombas) e unidades de armazenamento e tratamento, que transportam a água para os nós e exutórios ou para estações de tratamento. Este último módulo tem seus componentes modelados com os objetos nós e trechos. Não é necessário que, para a realização de uma determinada modelagem, apareçam todos os módulos que compõem o SWMM (ROSSMAN, 2015).

Existem ainda os objetos utilizados para modelagem da qualidade da água, como os agentes poluentes e o uso do solo. No SWMM as entradas de cargas dos poluentes no sistema de drenagem podem, também, ser a partir de séries temporais de vazões externas, assim como mediante as vazões de tempo seco.

Os usos do solo são utilizados como objetos no SWMM para atribuir características superficiais às sub-bacias, como usos residencial, industrial, comercial e sem ocupação. A partir dos usos do solo, é possível considerar a ocorrência dos processos de acumulação e lixiviação dos agentes poluentes, que fazem parte da modelagem contínua, e, ainda, é possível considerar a limpeza das ruas.

Existem diversos autores que adotaram o modelo SWMM como ferramenta para estudos quali-quantitativos dos sistemas de drenagem urbana. Souza (2014) analisou o comportamento quantitativo e qualitativo das águas de drenagem urbana por meio do monitoramento da precipitação e do escoamento superficial da sub-bacia do Lago Paranoá - DF, em que foram monitorados quantitativamente 103 eventos e qualitativamente, 31, em que foram analisadas variáveis físico-químicas de qualidade da água. A modelagem matemática foi realizada utilizando os programas SWMM e PCSWMM. Os valores das vazões simuladas foram bem próximos dos valores observados em campo, porém, nas simulações de qualidade, foi observada uma resposta menos eficiente dos modelos.

Girão et al. (2017) utilizaram o SWMM para modelagem quali-quantitativa do sistema de drenagem da Zona Central de Coimbra, Portugal, em uma situação de inundação. Os resultados obtidos mostraram que a simulação proposta pode ser útil para a melhoria na operação dos sistemas de drenagem em diferentes cenários, e, também, para desenvolver técnicas e práticas de dimensionamento de sistemas futuros mais adequadas ao meio urbano em que estão inseridos. O estudo concluiu que a modelagem é uma ferramenta que permite

avaliar o impacto ambiental de descargas de poluentes que ocorrem em situações extremas, com vista ao cumprimento das recomendações legais.

Camelo (2019) avaliou o processo da poluição difusa no sistema de macrodrenagem da Bacia Hidrográfica Riacho do Prado através do monitoramento e modelagem matemática utilizando o SWMM. O monitoramento da qualidade da água ocorreu em 8 pontos do canal de drenagem, com análise de indicadores físico-químicos e microbiológicos, além da determinação da vazão do canal e em 10 pontos de entrada de esgoto sanitário. Os resultados obtidos no estudo mostraram que o software respondeu bem à simulação dos fenômenos hidráulicos e hidrológicos que ocorrem na bacia e nas galerias do sistema de drenagem estudado. Quanto à modelagem da qualidade da água, os resultados das simulações de descarga contínua de poluentes foram condizentes com os valores observados nas análises laboratoriais.

Todas as simulações de qualidade do escoamento urbano são uma ciência imprecisa, grandes incertezas surgem tanto na representação dos processos físicos, químicos e biológicos quanto na aquisição de dados e parâmetros para algoritmos de modelos. Tais incertezas podem ser minimizadas a partir da coleta de dados de calibragem, como as medições de chuva, vazão e concentração dos poluentes. Com dados suficientes, as equações do SWMM geralmente podem ser usadas para reproduzir as concentrações e cargas medidas em campo. Sem esses dados, pouca confiabilidade pode ser atribuída às magnitudes previstas dos indicadores de qualidade (CAMELO, 2019).

3.4.2. SWMM e os dispositivos LID

O modelo SWMM é capaz de simular a captação e retenção das precipitações e dos escoamentos em dispositivos de baixo impacto (*Low Impact Development – LID*). Os controles LID são utilizados para capturar parte do escoamento superficial por meio da combinação de processos artificiais de detenção, infiltração e evapotranspiração.

O programa pode modelar os seguintes dispositivos: células de biorretenção, jardins de chuva, telhados verdes, trincheiras de infiltração, pavimentos permeáveis, cisternas e valas de infiltração sem drenos. Os três primeiros dispositivos podem ser equipados com drenos subterrâneos instalados em leito de areia e cascalho que conduzem a água capturada para fora da área, em vez de deixá-la infiltrar em solo natural (ROSSMAN, 2015).

Durante a simulação, o modelo SWMM realiza o balanço hídrico, determinando o volume que escoar de uma camada para outra e o volume armazenado. O desempenho dos

controles LID inseridos na sub-bacia são baseados na sua influência sobre o escoamento superficial, na infiltração e na evaporação apresentados no relatório do SWMM para aquela sub-bacia. No relatório da simulação existe uma seção com o resumo do desempenho dos dispositivos LID, que fornece o balanço hídrico completo de cada controle inserido. Os componentes deste balanço hídrico são: vazões afluentes ao controle, infiltração, evaporação, escoamento superficial, vazão subtraída pelo dreno profundo e a água armazenada no início e no final do cálculo.

Diversos trabalhos utilizaram o SWMM para avaliar o desempenho das medidas LIDs em bacias urbanas. Palla e Gnecco (2015) utilizaram o modelo para analisar a resposta hidrológica de uma bacia urbana em Génova, na Itália, em diferentes cenários de uso do solo e implementação das técnicas LID, incluindo telhados verdes e pavimentos permeáveis. O cenário com os usos do solo sem a adoção de técnicas compensatórias de drenagem foi calibrado e validado com base em medições de campo e os módulos de controle LID foram calibrados e validados com base em medições de testes em laboratório. Os resultados da modelagem confirmaram a eficiência da redução de 5% da impermeabilização promovida pelas LIDs. Os autores concluíram que o SWMM é adequado para avaliar o desempenho dos dispositivos LID em escala urbana.

Zanandrea (2016) avaliou os efeitos da ocupação urbana no escoamento superficial na bacia urbana Mãe D'água, localizada na divisa dos municípios de Porto Alegre e Viamão, no Rio Grande do Sul, estabelecendo medidas de controle viáveis para a mitigação dos impactos hidrológicos em bacias com alta permeabilidade. Um dos cenários apresentados simulou a inserção das medidas de LID, como as valas de infiltração e o pavimento permeável, e com taxas de permeabilidade de lote de 10% em toda a bacia. Os resultados mostraram uma melhor eficiência na redução dos volumes escoados com a manutenção das taxas de permeabilidade do solo e que os LID auxiliam na redução do escoamento superficial, sendo alternativas viáveis para áreas com urbanização já consolidadas. O uso do modelo SWMM apresentou-se adequado aos objetivos do trabalho, mostrando resultados coerentes em outros estudos já realizados na simulação de infraestruturas de LID.

Ferreira (2017) propôs analisar quais os benefícios, em termos hidrológicos, da aplicação das técnicas LID na bacia do Riacho Moxotó, localizada em Recife – PE. Foram inseridos dados no modelo SWMM para simulações em cenário de pré-desenvolvimento, cenário atual e cenários com a aplicação das técnicas LID. A partir dos resultados da modelagem foi possível concluir que as técnicas LID escolhidas auxiliam na redução do

escoamento em áreas densamente povoadas e que, apesar dos melhores resultados, optar pela implantação de medidas de baixo impacto requer grandes investimentos.

Alves (2017) simulou a aplicação de medidas compensatórias sustentáveis de baixo impacto nas microbacias do Prado e de Bodocongó, a fim de mitigar os problemas de alagamento e inundações nessas áreas. Apesar de não minimizarem todos os impactos hidrológicos do uso e ocupação urbana mal planejada do município, os resultados do estudo mostraram que as infraestruturas sustentáveis devem ser discutidas como um novo método de controle de inundação urbana, juntamente com o manejo e controle do uso e ocupação do solo. Segundo a autora, foram obtidos resultados satisfatórios a partir do uso do SWMM. Utilizando-se o software foi possível gerar mapas de alagamentos e inundações, mostrando pontos críticos das áreas de estudo no cenário atual de uso do solo e no cenário com a impermeabilização máxima prevista na legislação vigente.

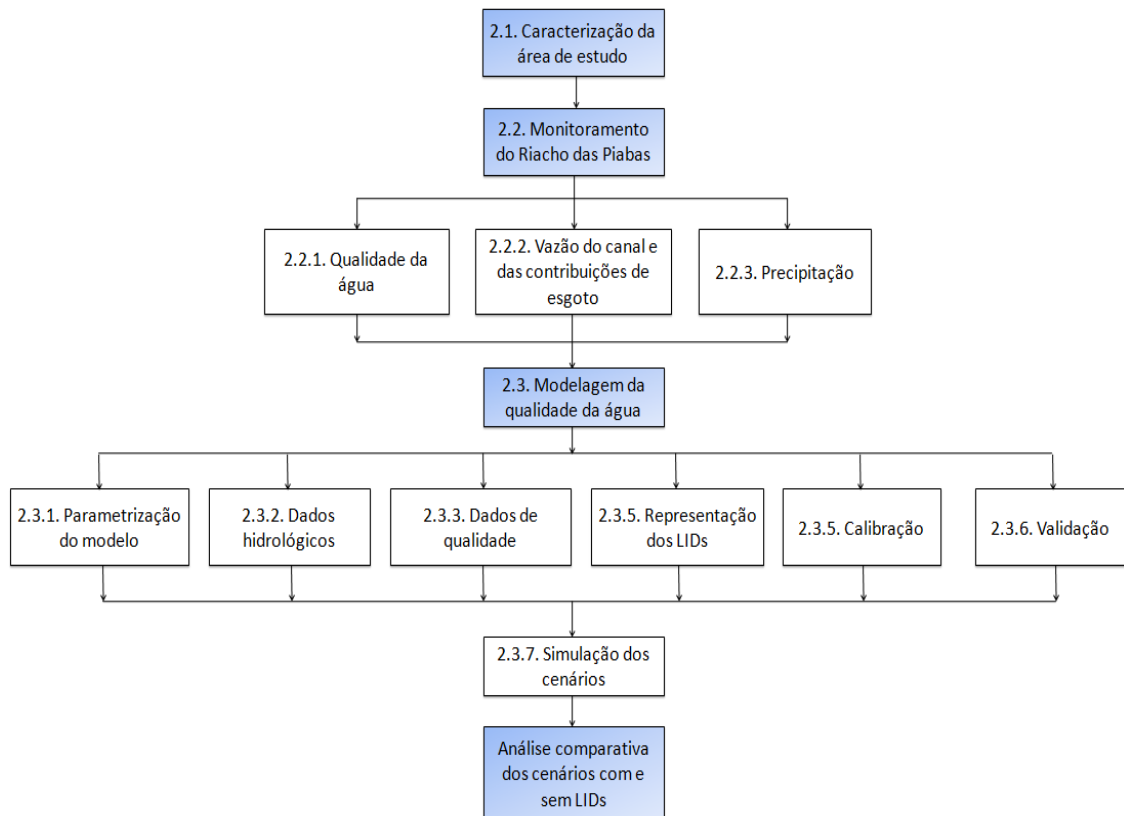
Gülbaz e Kazezyılmaz-Alhan (2018) utilizaram o modelo SWMM para avaliar o impacto da implantação de técnicas LID (biorretenção, valas vegetativas, trincheiras de infiltração e pavimentos permeáveis) na qualidade das águas pluviais da bacia hidrográfica Alibeyköy em Istanbul, Turquia. Os resultados mostraram que os dispositivos LID apresentaram uma maior eficiência na redução da concentração dos sólidos totais suspensos (TSS) durante as simulações de eventos de precipitação de maior intensidade.

É importante destacar que são poucos os estudos que utilizaram o programa SWMM para analisar a aplicação das técnicas LID por meio da modelagem qualitativa das águas de drenagem, sendo o presente trabalho uma contribuição para as pesquisas nessa linha.

4. METODOLOGIA

O fluxograma da Figura 5 apresenta a estrutura metodológica para a obtenção dos resultados da pesquisa.

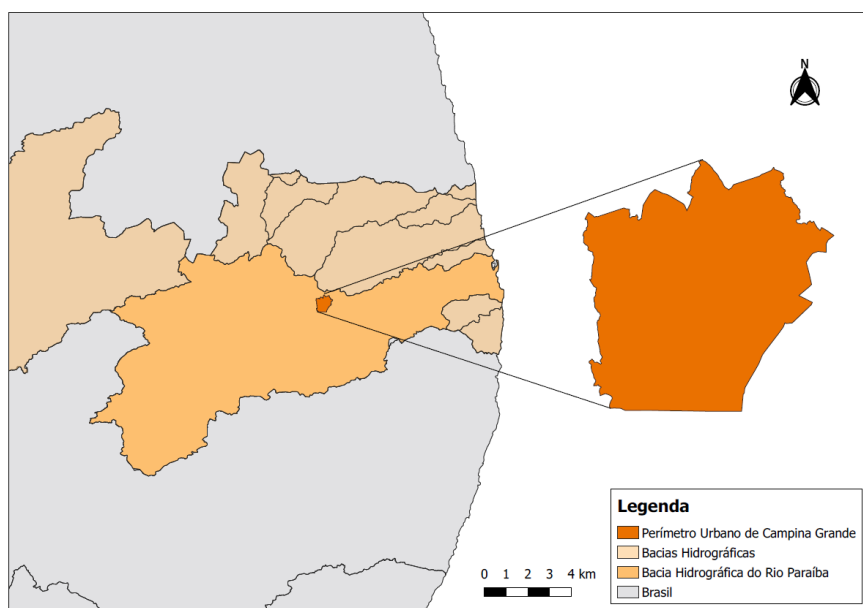
Figura 5: Estrutura metodológica da pesquisa.



4.1. Caracterização da área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido na área de drenagem do Canal das Piabas, inserida na Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas, em Campina Grande – PB. O município está localizado no interior do estado da Paraíba, entre as regiões do baixo e médio cursos do Rio Paraíba, a 7°13'50'' Sul do Equador e 35°52'52'' Oeste de Greenwich (Figura 6). O clima do município é Aw, conforme classificação de Köppen-Geiger, com temperatura média de 22,9 °C e pluviosidade anual média de 765 mm.

Figura 6: Localização do perímetro urbano de Campina Grande - PB.



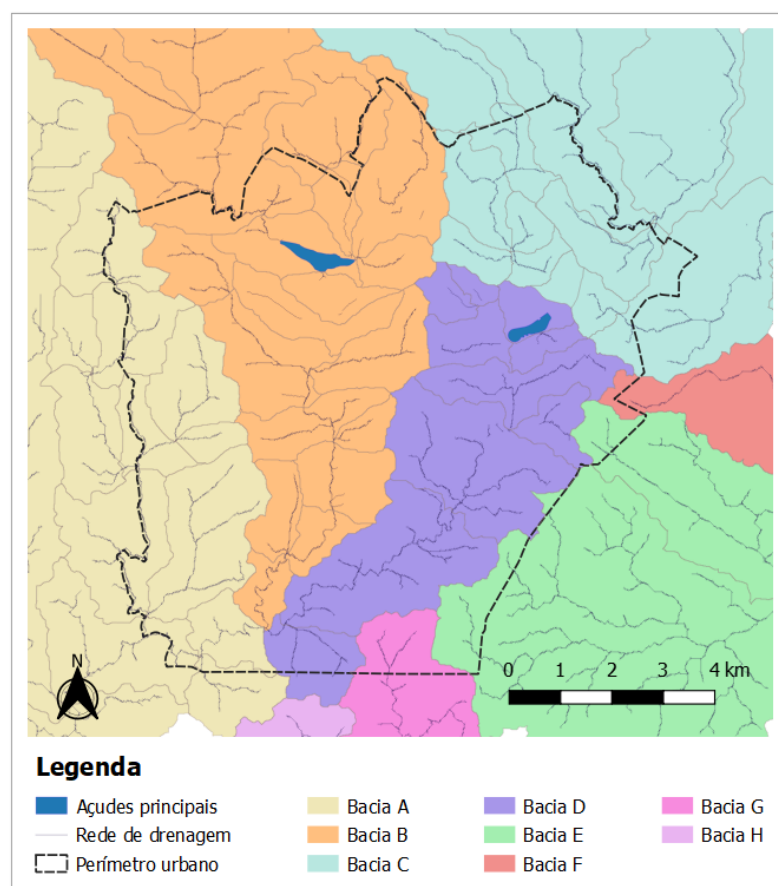
Inserido no semiárido brasileiro, o município possui aproximadamente 594 km² de área territorial com 42,92 km² de área urbana, densidade populacional de 648,31 hab/km² e população estimada em 410.332 habitantes (IBGE, 2018).

Entre os anos de 1991 e 2010, o município teve um aumento populacional de aproximadamente 18% (IBGE, 2010). O crescimento populacional e urbano de Campina Grande provocou e ainda provoca mudanças na organização do espaço urbano, devido à falta de um planejamento adequado (OLIVEIRA, 2019).

Os serviços de saneamento básico do município são prestados por empresas públicas e empresas terceirizadas. Os de abastecimento de água potável e esgotamento sanitário são de responsabilidade da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA). A limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos são realizados pela Secretaria de Serviços Urbanos e Meio Ambiente (SESUMA) e empresas terceirizadas. A drenagem e manejo das águas pluviais são de titularidade do município.

Campina Grande tem seu perímetro urbano inserido em uma área que abrange três bacias hidrográficas principais: B, C e D (Figura 7). A bacia B - Bacia do Riacho do Bodocongó, a bacia C - Bacia do Riacho das Piabas e a bacia D - Bacia do Riacho do Prado.

Figura 7: Delimitação das bacias hidrográficas principais de Campina Grande.



Fonte: Adaptado de Tsuyuguchi (2015).

A drenagem de águas pluviais da cidade de Campina Grande é constituída por um sistema de microdrenagem, com bocas de lobo, sarjetas, poços de visitas, tubos de ligação e galerias, e macrodrenagem que compreende canais trapezoidais, parabólicos e retangulares, em sua maioria abertos. Dentre os canais, têm-se das Piabas, do Prado e de Bodocongó, construídos com o objetivo de afastar as águas pluviais e conduzi-las para os corpos receptores. Visualmente, pode ser observado no Canal das Piabas o lançamento de fontes pontuais e difusas de águas residuárias e resíduos sólidos.

4.1.1. Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas

Para realização deste estudo foi necessária uma coleta de dados sobre a Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas. Esta possui uma área aproximada de 50 km², subdividida em 13 sub-bacias, compreendendo os bairros Louzeiro, Conceição, Alto Branco, Lauritzen, Santo Antônio, Centro, Monte Castelo e José Pinheiro, como ilustrado na Figura 8.

O Canal das Piabas, objeto de estudo deste trabalho, tem um comprimento de aproximadamente 3,5 km. A canalização do riacho inicia-se nas imediações do bairro Rosa Mística (7° 12' 27,14" Sul e 35° 53' 13,27" Oeste) e possui um desvio (7° 13' 11,30" Sul e 35° 52' 30,38" Oeste) que recebe contribuição das águas do Açude Velho em eventos críticos de precipitação. O canal foi projetado com três tipos de seção transversal: trapezoidal, retangular e parabólica. Após o ponto de coordenadas 7° 13' 25,10" Sul e 35° 51' 53,35" Oeste, o canal deixa de ter seu revestimento artificial e segue seu percurso até desaguar no Rio Bacamarte.

4.2. Monitoramento da qualidade das águas do Riacho das Piabas

4.2.1. Pontos de coleta

Após visitas técnicas na área de estudo foram selecionados seis pontos para coleta de amostras de água em locais acessíveis, de forma a se obter a maior cobertura possível do Riacho das Piabas. Foram escolhidos dois pontos, um no início e término do revestimento artificial, e quatro pontos ao longo do canal (Figuras 8 e 9). As características e coordenadas obtidas em campo, através de um GPS portátil, estão na Tabela 2. As amostras de água foram coletadas com frequência semanal e no horário de 8h às 10h, no período de março a novembro de 2019.

Tabela 2: Características e coordenadas dos pontos de coleta.

Ponto	Características	Coordenadas
P1	Leito natural e grande quantidade de residências próximas ao riacho;	7°12'27.11"S 35°53'13.24"O
P2	Limite de duas sub-bacias. Recebe contribuições dos bairros da Conceição, Lauritzen e Centro.	7°12'54.84"S 35°52'52.32"O
P3	Desvio que recebe águas do Açude Velho em eventos críticos de precipitação. Contribuições dos bairros Centro e Santo Antônio.	7°13'10.84"S 35°52'30.85"O
P4	Recebe contribuições dos bairros José Pinheiro e Monte Castelo.	7°13'20.20"S 35°52'1.37"O
P5	Fim do revestimento artificial do canal.	7°13'24.42"S 35°51'55.08"O
P6	Trecho do riacho com seu revestimento natural.	7°13'9.60"S 35°50'40.36"O

Figura 8: Representação da Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas (a) sub-bacias e (b) localização dos pontos de coleta.

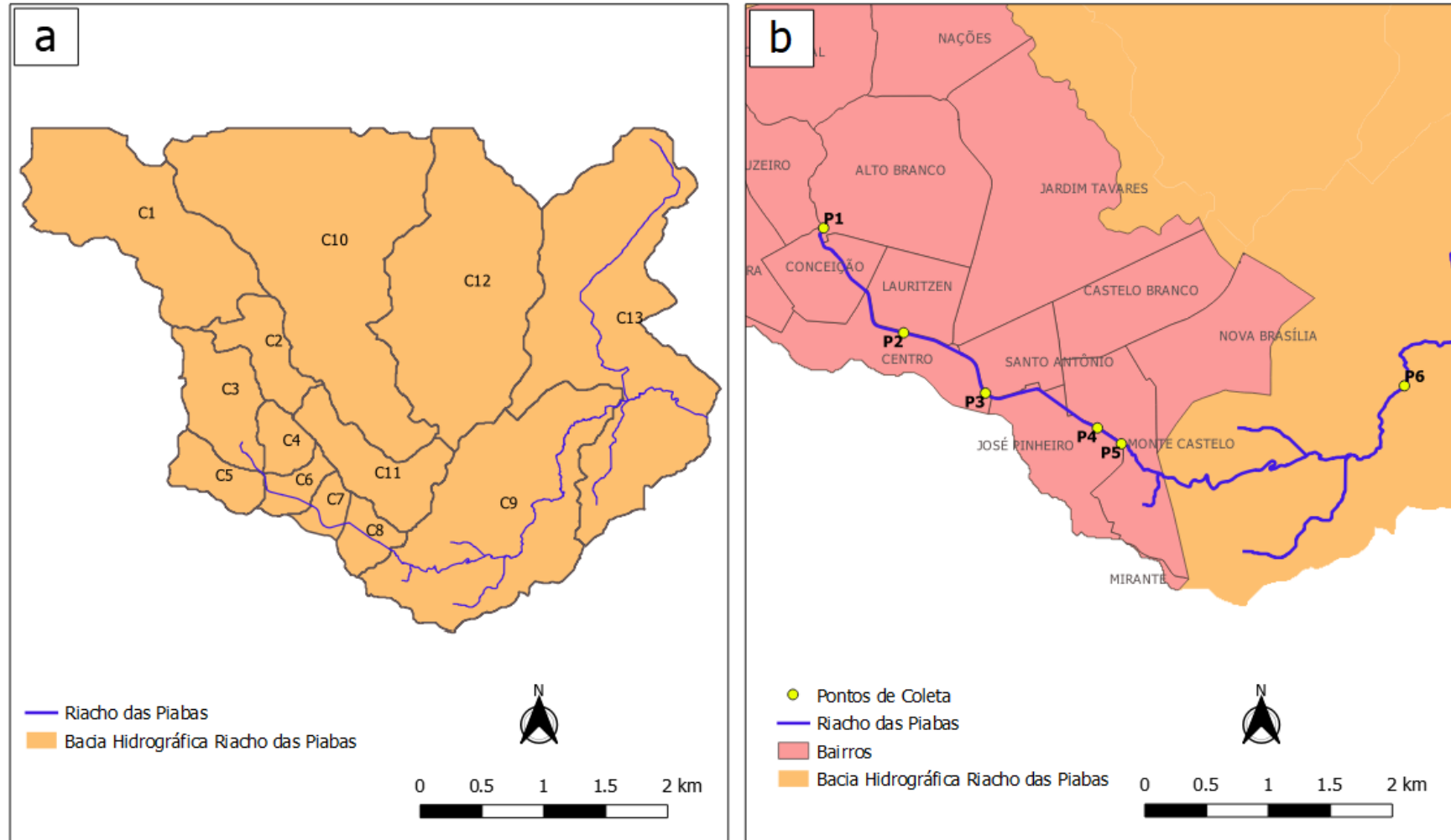


Figura 9: Pontos para coleta de amostras de água.



4.2.2. Análises laboratoriais

Os indicadores físico-químicos escolhidos e respectivos métodos analíticos são apresentados no Quadro 1. As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Saneamento da Universidade Federal de Campina Grande, localizado no bairro de Bodocongó, e de acordo com as recomendações descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WEF, 2012).

Quadro 1: Métodos analíticos utilizados para determinação dos indicadores físico-químicos.

Variável	Metodologia
Demanda bioquímica de oxigênio – DBO ₅ (mg/L)	Diluição em frascos padrões de DBO com incubação a 20° C durante 5 (cinco) dias
Demanda química de oxigênio – DQO (mg/L)	Refluxação fechada do dicromato de potássio com determinação titulométrica
Fósforo total (mg/L)	Ácido ascórbico após digestão
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Método titulométrico após destilação em meio básico

4.2.3. Vazão do canal e das contribuições de esgoto

4.2.3.1. Medição da vazão do canal

A medição de vazão das águas do Canal das Piabas foi realizada por meio do método do flutuador, recomendado para pequenos cursos d'água, nos dias 11/7/2019, 30/8/2019, 17/9/2019 e 22/10/2019, no horário de 8h às 10h. A medição ocorreu em trechos acessíveis, longos e retilíneos. Os dados de localização dos pontos escolhidos para a medição de vazão no canal encontram-se na Tabela 3. As medições da largura da lâmina d'água, do comprimento do trecho que o flutuador percorreu e das profundidades médias do canal foram realizadas com o auxílio de uma trena. Para medir a profundidade da lâmina d'água foi utilizada uma régua de metal marcada em escala métrica. Foram realizadas três medições em cada seção do canal com o objetivo de se obter um valor médio.

Para medição da velocidade média do canal foram usadas garrafas plásticas parcialmente cheias de água e parcialmente imersas. As garrafas foram soltas a certa distância de um ponto fixado, para adquirir aceleração suficiente e seguir na velocidade da água. Com um cronômetro, foram realizadas três medições do tempo que a garrafa levou para percorrer a distância pré-determinada. As etapas da medição de vazão são ilustradas na Figura 10.

Tabela 3: Características e coordenadas dos pontos de medição de vazão no canal.

Ponto	Características	Coordenadas
Q1	Localizado no início do recobrimento artificial do canal e com seção transversal trapezoidal.	7°12'28.02"S 35°53'13.19"O
Q2	Ponto imediatamente após a mudança da seção trapezoidal para parabólica.	7°12'33.28"S 35°52'10.86"O
Q3	Localizado após o ponto de encontro e contribuição de escoamentos de três sub-bacias. Também é um ponto amostral (P2).	7°13'54.84"S 35°52'52.32"O
Q4	Desvio que recebe águas do Açude Velho em eventos críticos de precipitação, com contribuições intermitentes de esgoto e é um ponto amostral (P3).	7°13'10.84"S 35°52'30.85"O
Q5	Localizado na seção transversal retangular do canal. Ponto que recebe contribuições intermitentes de uma saída de esgoto e que é um ponto amostral (P4).	7°13'20.20"S 35°51'1.37"O

Figura 10: Etapas da medição de vazão no canal.



4.2.3.2. Medição das vazões nos pontos de contribuição de esgoto

A identificação dos pontos de contribuição de esgoto no Riacho das Piabas ocorreu a partir de visitas em campo e antes do processo de monitoramento das vazões. Foram constatadas várias tubulações de lançamento de esgoto, porém, a maioria delas não apresentou contribuição de vazão no período de análise, sendo assim desconsideradas.

A medição de vazão foi realizada nos pontos de entrada de esgoto em que foi constatada contribuição significativa nos dias de monitoramento da qualidade da água, mesmo que por tubulações que deveriam funcionar apenas para transporte das águas pluviais. A localização dos pontos é apresentada na Tabela 4 e suas imagens na Figura 11.

Tabela 4: Localização dos pontos de contribuição de esgoto no canal.

Ponto	Características	Coordenadas
E1	Início do recobrimento artificial do canal. Mesmas coordenadas do ponto amostral P1.	7°12'28.02"S 35°53'13.19"O
E2	Localizado no Ponto Cem Réis, Bairro da Conceição.	7°12'43.51"S 35°53'2.21"O
E3	Situado nas mesmas coordenadas do ponto amostral P3.	7°13'10.84"S 35°52'30.85"O
E4	Localizado nas mesmas coordenadas do ponto amostral P4.	7°13'20.20"S 35°52'1.37"O

Figura 11: Imagens dos pontos de contribuição de esgoto no canal.



A contribuição de esgoto do ponto E1 era intermitente e sua vazão foi estimada com base no número de residências próximas, número de habitantes e no consumo per capita de água. Os pontos E2 e E4 eram de difícil acesso e suas vazões foram determinadas a partir da diferença entre as vazões, antes e depois das entradas de esgoto, obtidas com o método do flutuador. Para a contribuição do ponto E3 foi utilizado o método volumétrico, determinando-se o tempo necessário para encher um recipiente de volume conhecido.

4.2.4. Precipitação

4.2.4.1. Aquisição dos dados de precipitação

Os dados de precipitação foram adquiridos no site da Estação Meteorológica Principal, da Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas da Universidade Federal de Campina Grande, situada a 7°12'55" S e 35°54'22"O. A seleção dos eventos foi realizada com base na precipitação diária para a cidade de Campina Grande, no período de 27 de março de 2019 a 6 de novembro de 2018.

4.2.4.2. Definição dos dias secos e chuvosos

Não existe na literatura um método específico e consolidado para definir se um dia foi seco ou chuvoso, mas adotou-se a metodologia utilizada por Camelo (2019) e baseada na afirmativa de Silva et al. (1981), que considera um dia sem chuva aquele em que o índice de evapotranspiração real é maior do que o índice de chuva ocorrido nesse mesmo dia.

As médias diárias mensais da evapotranspiração de referência em Campina Grande - PB foram obtidas segundo critérios de Cabral Júnior (2011). A partir desses valores e da precipitação total diária do município, foi possível classificar os dias de monitoramento em secos e chuvosos e realizar a contagem de dias antecedentes sem chuva. A classificação final se encontra no Anexo A.

4.3. Modelagem matemática

4.3.1. Caracterização das sub-bacias

a. Sub-bacias

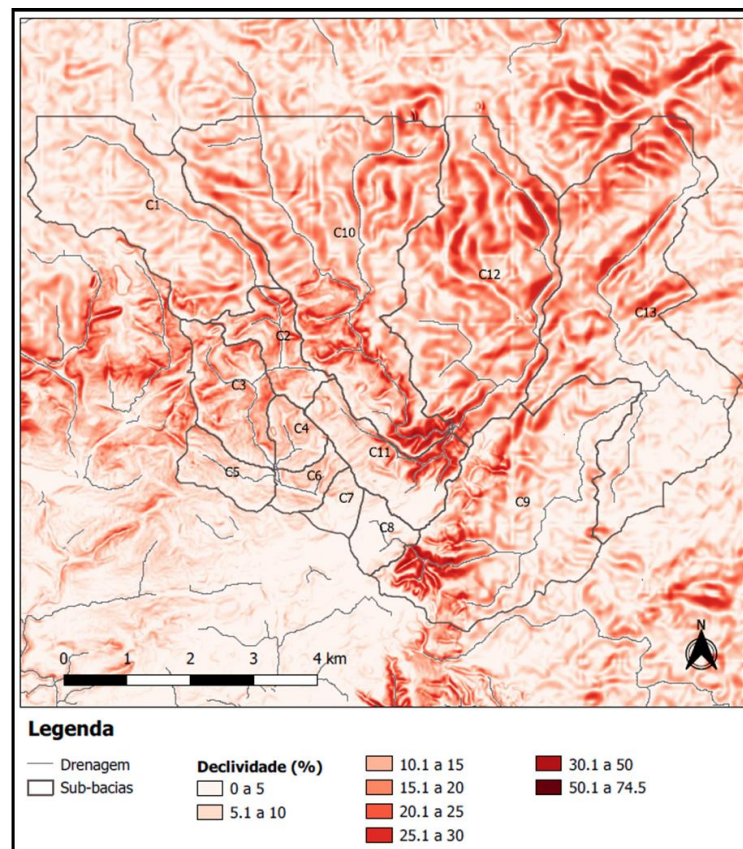
No modelo SWMM cada sub-bacia é representada pelos parâmetros físicos da Tabela 5. Os valores das áreas das sub-bacias (A), declividade média (S) e áreas impermeáveis (AI) foram calculados com suporte de ferramentas estatísticas do software QGIS, utilizando-se as

shapes e o MNT cedidos por Tsuyuguchi (2015). A Figura 12 apresenta os resultados das declividades médias encontradas na Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas.

Tabela 5: Parâmetros físicos utilizados para representação das sub-bacias.

Parâmetros	Siglas	Unidade
Área	A	ha
Declividade	S	%
Áreas impermeáveis	AI	%
Largura	W	m
Coeficiente de rugosidade de Manning - superfícies impermeáveis	NI	-
Coeficiente de rugosidade de Manning - superfícies permeáveis	NP	-
Capacidade de armazenamento em depressões - superfícies impermeáveis	DI	mm
Capacidade de armazenamento em depressões - superfícies permeáveis	DP	mm
Áreas impermeáveis não conectadas	AINC	%

Figura 12: Declividades médias da bacia.



Fonte: Adaptado de Tsuyuguchi (2015).

As larguras das sub-bacias (W) foram determinadas a partir da largura do retângulo equivalente (Le), de acordo com Garcias (2005) e conforme a Equação 1.

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

Onde: Le = largura do retângulo equivalente (m); A = área da bacia hidrográfica ou sub-bacia (m²); Kc = coeficiente de compacidade, definido como a relação entre o perímetro da sub-bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da sub-bacia. O Kc é determinado através da Equação 2.

$$Kc = 0,282 \times (P/A) \quad (2)$$

Onde: P = Perímetro da sub-bacia (m).

Os valores de Kc das sub-bacias de estudo foram calculados e cedidos por Tsuyuguchi (2015). Finalmente, as larguras das sub-bacias foram determinadas através da Equação 3.

$$W = (A / le) \quad (3)$$

O Anexo B apresenta todos os parâmetros utilizados para a obtenção da largura de cada sub-bacia (W) e caracterização da área de estudo no modelo.

O coeficiente de rugosidade de Manning para superfícies impermeáveis (NI) e permeáveis (NP) é determinado pelo tipo de superfície em que ocorre o escoamento. A Tabela 6 apresenta alguns valores para o coeficiente de rugosidade de Manning.

Tabela 6: valores para o coeficiente de Manning das sub-bacias.

Superfície	n
Asfalto liso	0,011
Concreto liso	0,012
Revestimento de concreto comum	0,013
Madeira	0,014
Tijolo com argamassa de cimento	0,014
Argila vitrificada	0,015
Ferro fundido	0,015
Tudo metal corrugado	0,024
Superfície cimentada	0,024
Solos não cultiváveis	0,050
Solos cultiváveis	0,06 - 0,17
Solos com vegetação natural	0,04 - 0,8

Fonte: Rossman (2015).

Através das visitas *in loco*, foi constatado que as superfícies mais comuns nas sub-bacias da área de estudo são, nas áreas impermeáveis, o asfalto liso, e, nas áreas permeáveis, o solo com vegetação natural.

A Tabela 7 apresenta os intervalos de valores sugeridos por Rossman (2015) para as capacidades de armazenamento em depressões para superfícies impermeáveis (DI) e permeáveis (DP). Esses valores foram utilizados para a modelagem deste trabalho e, posteriormente, calibrados através de eventos ocorridos na bacia de estudo.

Tabela 7: Intervalos de valores para DI e DP.

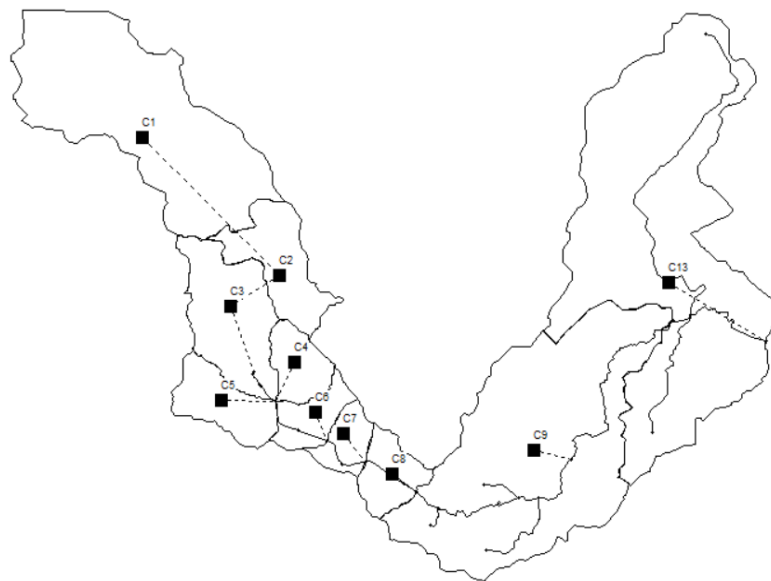
Sigla	Parâmetro	Mínimo	Máximo
DI	Coeficiente de armazenamento em depressões - superfícies impermeáveis (polegadas)	0,050	0,100
DP	Coeficiente de armazenamento em depressões - superfícies permeáveis (polegadas)	0,100	0,300

Fonte: Rossman (2015).

Assim como DI e DP, os valores das áreas impermeáveis não conectadas (AINC) foram estimados e inseridos no modelo para, posteriormente, serem calibrados.

Na Figura 13 encontra-se a representação final da área de drenagem do Riacho das Piabas no SWMM. Neste trabalho serão analisadas as sub-bacias que contribuem para o riacho durante os eventos de precipitação (C1, C2, C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C13).

Figura 13: Representação da área de drenagem do Riacho das Piabas no SWMM.



b. Infiltração

No modelo SWMM é possível inserir os dados de infiltração de três formas: a partir das equações de Horton, do Método de Green-Ampt e do Método Soil Conservation Service (SCS).

Paixão et al. (2009) realizaram pesquisa para estimar a velocidade de infiltração da água no solo em Lagoa Seca -PB, município vizinho a cidade de Campina Grande. Foram realizados 65 testes de infiltração para encontrar os valores de capacidade de infiltração inicial (I_o), capacidade de infiltração final (I_f) e a constante de decaimento (k) para a equação de Horton.

Na relação proposta por Horton, apresentada na Equação 4, a infiltração decresce exponencialmente do valor inicial máximo até um valor mínimo durante um evento de precipitação.

$$f_p = f_f + (f_o - f_f) x e^{-kt} \quad (4)$$

Por ser um método bastante utilizado na literatura, pela disponibilidade dos dados e devido à proximidade e semelhança das cidades, para este estudo foram utilizados os valores determinados por Paixão et al. (2009), indicados na Tabela 8.

Tabela 8: Valores utilizados na equação de Horton.

Capacidade de Infiltração Inicial (mm/h)	Capacidade de Infiltração Final (mm/h)	Constante de decaimento (1/h)
396,1	7,1	2,677

Fonte: Paixão et al. (2009).

c. Condutos

Nesta pesquisa não foi possível estudar o sistema de microdrenagem da Bacia do Riacho das Piabas, devido à grande extensão da área. Serão considerados para a modelagem o sistema de macrodrenagem, constituído dos canais artificiais e naturais. Os parâmetros para caracterização dos condutos no modelo são o comprimento L (m), coeficiente de rugosidade n e o tipo de seção transversal.

Devido à ausência dos projetos de drenagem do município de Campina Grande, os valores de declividade mínima foram inseridos de acordo com o item 5.1.4 da NBR 9649 –

Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. O comprimento das galerias foi considerado como a distância entre dois nós e medido automaticamente pelo SWMM. As características e condições das seções transversais foram observadas através das inspeções realizadas nas visitas de campo. Os valores médios do coeficiente de rugosidade de Manning adotados para os trechos do canal são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9: Valores médios do coeficiente de Manning para os trechos do canal.

Seção	Superfície	n
Fechada	Revestimento de concreto liso	0,013
	Revestimento de concreto áspero	0,016
Aberta	Concreto	0,016
	Natural irregular	0,070

Fonte: Adaptado de Rossman (2015).

d. Nós

Neste estudo, os nós foram considerados como a saída ou outlet de cada sub-bacia, recebendo contribuições da sub-bacia a montante e também como os pontos de monitoramento da qualidade e das vazões. Os parâmetros utilizados para caracterizar os nós no modelo são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10: Parâmetros para caracterização dos condutos.

Parâmetro	Sigla	Unidade
Coordenadas geográficas	x, y	-
Cota de fundo	Z	m
Profundidade máxima	$h_{\text{máx}}$	m

Fonte: Adaptado de Rossman (2015).

4.3.2. Dados hidrológicos

4.3.2.1. Chuva real e de projeto

Para realização da modelagem no SWMM é necessário inserir dados de precipitação para simulação e calibração dos eventos. Neste estudo, a seleção dos eventos utilizados na modelagem ocorreu a partir de uma análise detalhada do banco de dados e considerando os dias em que foram realizadas coletas das amostras de água e medições de vazão no canal.

Foram escolhidos dois eventos para simulação e calibração do modelo deste estudo, um para período chuvoso e outro para período seco. O evento do dia 11 de julho de 2019, classificado como chuvoso e com um total acumulado de 3,40 mm, foi escolhido devido à disponibilidade de dados de vazão medidos nesse dia (único dia em que foi possível realizar a medição de vazão do canal imediatamente após um evento de precipitação). A precipitação horária foi obtida junto à Estação Meteorológica Principal da Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas da Universidade Federal de Campina Grande. Os dados encontram-se na Tabelas 11.

Tabela 11: Dados do evento de precipitação do dia 11/7/2019.

Mês	Dia/hora	Chuva (mm)	Mês	Dia/Hora	Chuva (mm)
7	10 22:00:00	0,00	7	11 05:00:00	0,10
7	10 23:00:00	0,00	7	11 06:00:00	0,40
7	11 00:00:00	0,10	7	11 07:00:00	0,70
7	11 01:00:00	1,50	7	11 08:00:00	0,20
7	11 02:00:00	0,30	7	11 09:00:00	0,00
7	11 03:00:00	0,00	7	11 10:00:00	0,00
7	11 04:00:00	0,10	7	11 11:00:00	0,00
Total acumulado (mm)				3,40	

O evento do dia 22 de outubro de 2019, classificado como seco, foi selecionado para calibração e simulação devido à disponibilidade dos dados de vazão e das análises laboratoriais obtidos nesse dia, em que não ocorreu precipitação dentro do intervalo de tempo do monitoramento.

Na simulação hidrológica dos cenários aqui propostos, foi utilizada a chuva de projeto obtida por Aragão et al. (2000) com a equação geral da curva de intensidade-duração-frequência (IDF), apresentada na Equação 5, a partir de uma série pluviométrica de 1966 a 1989 para determinar os parâmetros adimensionais locais.

$$i = \frac{334T^{0,227}}{(t + 5)^{0,596}} \quad (5)$$

Onde: i = intensidade da chuva (mm/h); T = tempo de retorno (anos); t = duração da chuva (minutos).

A duração da chuva foi determinada de acordo com o tempo de concentração (t_c) das sub-bacias. O t_c foi calculado com base na equação de Kirpich, conforme Equação 6.

$$t_c = 57 \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0.385} \quad (6)$$

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 39 minutos (sub-bacia C7) e 1 hora e 20 minutos (sub-bacia C10). 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 2 horas e subdividida em intervalos de 5 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 T, usualmente adotados, são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12: Valores de T para obras de drenagem.

Sistema	Característica	T (anos)	Valor frequente (anos)
Microdrenagem	Residencial	2 - 5	2
	Comercial	2 - 5	5
	Áreas de prédios públicos	2 - 5	5
	Aeroporto	5 - 10	5
	Áreas comerciais e avenidas	5 - 10	10
Macrodrenagem		10 - 25	10
Zoneamento de áreas ribeirinhas		5 - 100	100

Fonte: PMPA, 2005.

Para as simulações desta pesquisa, foram adotadas precipitações com tempos de retorno de 10 e 25 anos com o objetivo de se avaliar o comportamento da poluição no canal em ambos os eventos.

4.3.3. Dados de qualidade

4.3.3.1. Caracterização dos poluentes

Para modelagem da poluição difusa e pontual da Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas, foram utilizadas as variáveis DBO, DQO, fósforo total (FT) e nitrogênio amoniacal (NA). No SWMM foram inseridas as concentrações dos poluentes (mg/L), em período seco e chuvoso, obtidas nas análises laboratoriais e para cada ponto de coleta.

4.3.3.2. Acumulação e lixiviação de agentes poluentes

A acumulação de agentes poluentes é representada em massa por unidade de área, onde a quantidade de poluente acumulada é uma função do número de dias sem precipitação antecedente à chuva. Pode ser calculada pelas seguintes funções: função potência, função exponencial, função saturação e também por uma série temporal externa. Para este estudo optou-se por utilizar a função saturação.

Na função saturação a acumulação do agente poluente (B) inicia de forma linear e, progressivamente, decresce ao longo do tempo (t) até alcançar um determinado valor de saturação (Equação 7).

$$B = \frac{c_1 \cdot t}{c_2 + t} \quad (7)$$

Onde: B = acúmulo do poluente (quilogramas); c_1 = acumulação máxima possível do poluente (massa por unidade de área); c_2 = constante de semi-saturação (número de dias necessários para alcançar a metade da máxima acumulação possível).

A lixiviação de agentes poluentes ocorre durante os períodos chuvosos e pode ser representada pelas funções de lixiviação exponencial, curva de taxa de lixiviação e concentração média do evento (CME). Para este trabalho, foi utilizada a função CME por ser uma forma bastante utilizada para indicar a carga poluidora total que será lançada no corpo receptor através do escoamento superficial (CAMELO, 2019; CAMINHA, 2014).

A concentração média do evento é definida como a relação entre a massa total do poluente transportado e o volume total escoado durante o evento analisado. Esta estabelece uma relação linear entre a carga lixiviada (D) e a vazão do escoamento (Q), como mostra a Equação 8.

$$D = e_1.Q \quad (8)$$

Onde: e_1 = concentração do poluente lixiviado em unidades de massa por litro.

4.3.4. Representação dos dispositivos LIDs

4.3.4.1. Pavimentos permeáveis

Os pavimentos permeáveis geralmente são constituídos por uma camada superficial de concreto ou asfalto permeável, uma camada de solo e uma camada de armazenamento de cascalho na parte inferior. A estrutura ainda pode conter um dreno profundo opcional para transporte da água que provém da camada de armazenamento.

Os parâmetros utilizados na simulação dos pavimentos permeáveis na área de estudo encontram-se na Tabela 13. Os valores estão de acordo com as recomendações de Rossman (2015) e baseados na pesquisa de Alves (2017), que realizou o dimensionamento de pavimentos permeáveis para o tipo de solo de Campina Grande.

Tabela 13: Parâmetros para simulação dos pavimentos permeáveis.

Parâmetros	Valor
Superfície	
Profundidade de armazenamento (mm)	125
Coefficiente de Manning	0,05
Declividade (%)	2
Pavimento	
Espessura (mm)	125
Índice de vazios (in)	0,17
Permeabilidade (mm/h)	5,4
Fator de colmatação	180
Armazenamento	
Altura (mm)	300
Índice de vazios	0,6
Taxa de infiltração (mm/h)	7
Fator de colmatação	180

4.3.4.2. Biorretenção

Um típico sistema de biorretenção é composto por uma camada superficial com vegetação, uma camada de solo e uma camada de armazenamento com ou sem um dreno profundo.

Os valores dos parâmetros utilizados para a simulação dos sistemas de biorretenção deste estudo estão apresentados na Tabela 14. Os mesmos foram retirados dos manuais de Rossman (2015) e de Woods-Ballard et al. (2015).

Tabela 14: Parâmetros utilizados na simulação da biorretenção.

Parâmetros	Valor
Superfície	
Profundidade de armazenamento (mm)	100
Volume de vegetação (polegadas)	0,2
Solo	
Espessura (mm)	675
Índice de vazios	0,17
Capacidade de campo	0
Permeabilidade (mm/h)	5,4
Armazenamento	
Altura (mm)	175
Índice de vazios	0,6
Taxa de infiltração (mm/h)	7

O dimensionamento dos dispositivos de biorretenção foi baseado nas recomendações de Woods-Ballard et al. (2015). Para o cálculo da área superficial das células foi utilizada a Equação 9.

$$A_f = \frac{V_t L}{k (h + L) t_p} \quad (9)$$

Onde: A_f = área superficial do meio filtrante (m^2); V_t = volume de água a ser tratada (m^3); L = profundidade do meio filtrante (m); k = condutividade hidráulica do meio filtrante (m/s); h = altura média da água acima do meio filtrante (m); t_p = tempo requerido para o volume de água percolar pelo meio filtrante (s).

Foi adotado como valor de V_t o volume máximo escoado em cada sub-bacia, obtido nas simulações do SWMM. A profundidade do meio filtrante (L) foi 0,8 m, valor recomendado pela Minnesota Pollution Control Agency (2019). O coeficiente do meio filtrante (k) foi estimado como o mesmo do solo adjacente, de 5,4 mm/h ($1,5 \times 10^{-6}$ m/s). O valor adotado de h foi o valor médio de 1,75 m, dentro do intervalo recomendado no manual de Woods-Ballard et al. (2015). O parâmetro t_p foi estimado seguindo ainda as recomendações de Woods-Ballard et al. (2015), sendo adotado 48h para menor dimensão do dispositivo.

4.3.5. Calibração

No SWMM o processo de calibração permite a comparação dos resultados obtidos em uma simulação com as medições realizadas em campo. Neste trabalho, foram inseridas as características físicas de cada sub-bacia e a calibração do modelo ocorreu para dois dias específicos: dia 11 de julho de 2019 (período chuvoso) e 22 de outubro de 2019 (período seco), a fim de se obter uma maior confiabilidade dos dados disponíveis para vazão e concentração dos poluentes no canal. O método utilizado para esta etapa foi por tentativa e erro, de forma a possibilitar a aproximação dos resultados obtidos aos observados em campo e com uma faixa de erro aceitável.

4.3.6. Validação

A validação busca legitimar um método através da interpretação e análise da coerência dos resultados alcançados. Quando uma simulação é concluída, os erros de continuidade para o balanço hídrico, propagação do escoamento e dos poluentes são exibidos no relatório de estado pelo programa SWMM. Caso os erros de cada simulação executada ultrapassem o valor de 10%, a validade dos resultados deverá ser questionada (ROSSMAN, 2015).

4.3.7. Cenários simulados

Foram propostos três cenários distintos na etapa de modelagem, escolhidos com base nas observações das visitas *in loco*, no comportamento do sistema durante o monitoramento, nas características da bacia e nos objetivos apresentados nesta pesquisa.

O cenário 1 é referente aos períodos não chuvosos da cidade de Campina Grande, considerando apenas as vazões das contribuições de esgoto no canal. A simulação desse

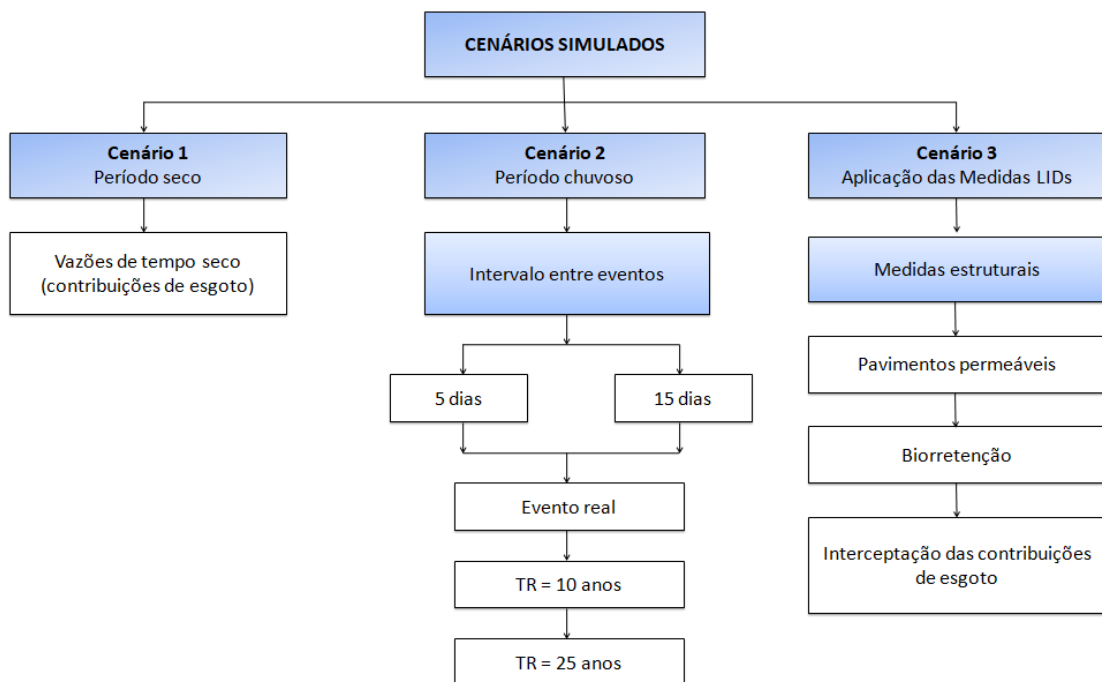
cenário propõe a avaliação do comportamento das concentrações dos poluentes durante a propagação de fluxo na macrodrenagem.

O cenário 2 consiste na simulação dos períodos hidrológicos, considerando a influência do número de dias antecedentes sem chuva no processo de acúmulo e o comportamento dos poluentes em diferentes intensidades de chuvas. Para avaliar o acúmulo de poluentes, os números de dias sem precipitação antecedentes à simulação escolhidos foram de 5 e 15 dias.

Na avaliação do processo de lixiviação dos poluentes foram simuladas precipitações com diferentes intensidades. Além da chuva ocorrida no dia 11/7/2019, optou-se por simular as precipitações com tempos de retorno de 10 e 25 anos, valores usualmente utilizados para simulações na macrodrenagem.

Finalmente, o cenário 3 corresponde à análise da aplicabilidade das medidas LIDs e os seus efeitos na concentração dos poluentes na área de estudo. Optou-se por simular a aplicação da biorretenção, pavimentos permeáveis e a interceptação das contribuições de esgoto como medidas estruturais. Os cenários simulados estão resumidos no organograma da Figura 14.

Figura 14: Cenários simulados no SWMM.



5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Diagnóstico do sistema de drenagem da área de estudo

Através das várias visitas *in loco*, foi possível constatar características de deterioração do Canal das Piabas. Assim, a presença de resíduos sólidos (Figura 15a), pontos de lançamento de esgotos (Figura 15b) e a precária manutenção dos elementos que compõem o canal de drenagem (Figura 15c) podem ser claramente observados.

Figura 15: Características de deterioração do Canal das Piabas.



Os níveis de impermeabilização do solo das sub-bacias nas quais o riacho está inserido podem ser observados na Figura 16, o maior valor encontrado foi de 98% na C7 (Anexo B). De acordo com a SEPLAN (2014), 35,7%, 4,2%, 3,9% e 0,2% dos lotes são de uso residencial, comercial, institucional e industrial, respectivamente (Figura 17). Os demais lotes foram classificados como sem uso ou não foram observados.

Durante a caracterização física da área de estudo foi observado que, atualmente, o sistema de drenagem da Bacia Hidrográfica Riacho das Piabas apresenta problemas de limpeza, manutenção dos elementos de drenagem e altos índices de urbanização e impermeabilização do solo, promovendo frequentes alagamentos e poluição de suas águas. Estes resultados corroboram com os obtidos por Alves (2017) e Freire (2014), que analisaram, respectivamente, os riscos de inundação e a qualidade das águas da mesma área de estudo.

Figura 16: Níveis de impermeabilização do solo das sub-bacias nas quais o canal está inserido.

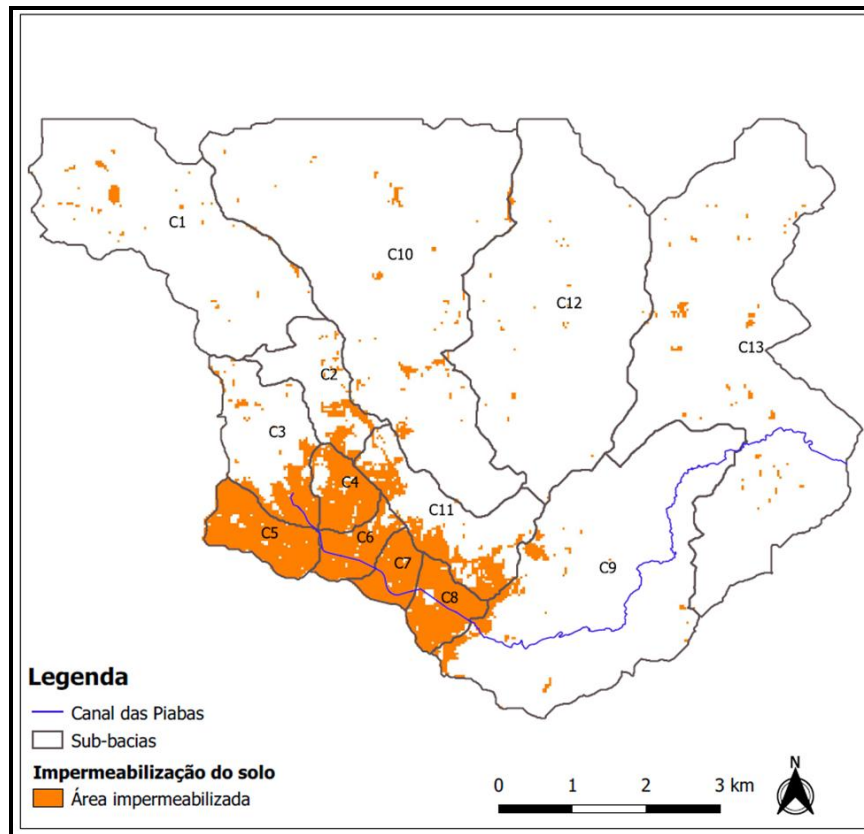
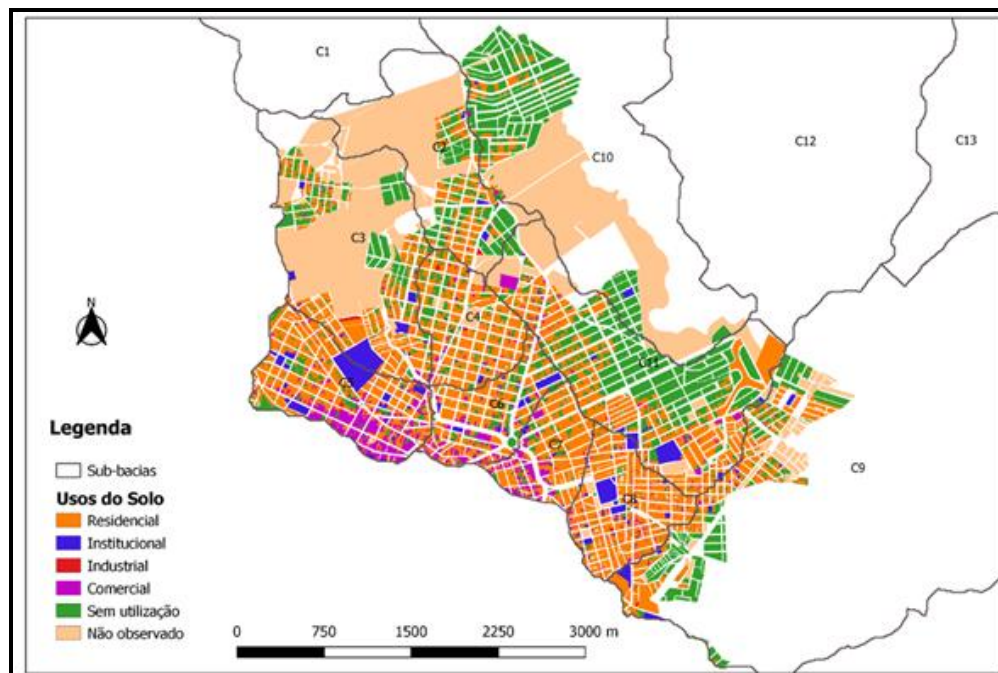


Figura 17: Uso e ocupação do solo da área de drenagem do Canal das Piabas.



Fonte: Adaptado de SEPLAN (2014).

5.2. Vazões do canal e das contribuições de esgoto

5.2.1. Vazões do canal

Na Tabela 15 são apresentados os dados obtidos durante as medições de vazão do canal nos trechos escolhidos. No período chuvoso (11/7/2019), as menores vazões ocorreram nos trechos Q1 e Q2, caracterizados por áreas residenciais providas de jardins e calçamento paralelepípedo, e, conseqüentemente, com mais infiltração e menos escoamento superficial. A vazão intermediária foi encontrada no Q3 que tinha pavimento asfáltico, maior área de drenagem e maior contribuição de esgoto. E as maiores foram detectadas nos trechos Q4 e Q5 devido aos mais elevados índices de impermeabilização das sub-bacias e de pavimento asfáltico.

O comportamento das vazões nos trechos avaliados, no período seco, seguiu o padrão observado no período chuvoso, o que é um indicativo de que as características de uso e ocupação do solo são de grande relevância no processo de drenagem. As menores vazões do período seco foram detectadas em Q1 e Q2, as intermediárias em Q3 e as maiores em Q4 e Q5. Diferenças não muito relevantes nas vazões entre os períodos secos e chuvosos foram devidas à não ocorrência de precipitações mais significativas nos dias de monitoramento das vazões.

Tabela 15: Medições de vazão do canal realizadas em campo.

11/07/2019					
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5
Altura da lâmina d'água (m)	0,03	0,09	0,20	0,22	0,04
Velocidade (m/s)	0,32	0,25	0,71	0,87	0,79
Vazão (m³/s)	0,017	0,017	0,101	0,176	0,189
30/08/2019					
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5
Altura da lâmina d'água (m)	0,05	0,08	0,19	0,22	0,05
Velocidade (m/s)	0,33	0,36	0,83	0,77	0,73
Vazão (m³/s)	0,027	0,025	0,133	0,155	0,172
17/09/2019					
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5
Altura da lâmina d'água (m)	0,04	0,08	0,10	0,17	0,04
Velocidade (m/s)	0,33	0,30	0,63	0,73	0,72
Vazão (m³/s)	0,014	0,016	0,053	0,11	0,145
22/10/2019					
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5
Altura da lâmina d'água (m)	0,04	0,08	0,15	0,17	0,05
Velocidade (m/s)	0,01	0,01	0,07	0,15	0,13
Vazão (m³/s)	0,01	0,013	0,066	0,146	0,13

5.2.2. Vazões das contribuições de esgoto

Para a estimativa das contribuições no ponto E1, foi realizado um levantamento através das imagens de satélite, disponíveis no Google Earth, tendo sido observado que 113 casas lançam esgoto no início do canal. Foi adotado um consumo per capita de água de 130 l/hab.dia e um coeficiente de retorno de 0,8, valores aproximados aos utilizados atualmente pela CAGEPA, e uma média de 3,58 hab/domicílio (PMCG, 2014). Assim, foi obtida a vazão de contribuição de 0,0005 m³/s.

As vazões medidas em campo estão apresentadas na Tabela 16. No período chuvoso (11/7/2019), as menores vazões foram detectadas no ponto E3, situado nas proximidades da Feira Central. As vazões intermediárias foram encontradas na saída E4, caracterizada por uma área predominantemente residencial. As maiores vazões ocorreram na saída E2, localizada em uma área comercial, com presença de oficinas mecânicas, lavanderias e lava-jatos.

No período seco, as vazões das contribuições de esgoto apresentaram o mesmo padrão do período chuvoso. As menores vazões do período seco foram obtidas em E3, as intermediárias em E4 e as maiores em E2.

Tabela 16: Vazões medidas das contribuições de esgoto.

Data	Vazões medidas (m ³ /s)		
	E2	E3	E4
11/07/2019	0,084	0,004	0,010
30/08/2019	0,108	0,006	0,066
17/09/2019	0,037	0,005	0,024
22/10/2019	0,053	0,004	0,010

Por apresentarem um comportamento estável em todos os pontos monitorados, o valor adotado para as vazões das contribuições de esgoto foi a média das quatro medições realizadas (Tabela 17).

Tabela 17: Vazões das contribuições de esgoto.

Entradas	Vazão (m ³ /s)
E1	0,0005
E2	0,0705
E3	0,0048
E4	0,0275

5.3. Qualidade da água

5.3.1. Matéria orgânica

No período seco os valores médios da concentração de matéria orgânica representados pela DBO (Tabela 18) apresentaram tendência decrescente ao longo do canal, com exceção do P5, que excedeu a todos os outros pontos. Este fato pode ser atribuído à grande quantidade de resíduos sólidos depositados no local, continuamente, pela população (Figura 18). A distância entre os pontos, a presença de afluentes no riacho e a área vegetada contribuem para redução da concentração do poluente em P6. Na época de chuva, devido aos efeitos de diluição, a DBO foi reduzida drasticamente em todos os pontos do canal.

Tabela 18: Valores da DBO nos períodos seco e chuvoso.

DBO (mg/L)						
Estatística	P1	P2	P3	P4	P5	P6
PERÍODO SECO						
Méd	131	129	111	86	188	16
Máx	339	227	208	226	369	37
Mín	35	12	48	11	38	3
DP	92,20	49,01	37,94	54,69	85,68	8,62
CV	70%	38%	34%	64%	46%	54%
N	24	24	24	24	24	23
PERÍODO CHUVOSO						
Méd	19	49	37	36	137	12
Máx	37	98	73	63	254	19
Mín	4	15	13	12	21	6
DP	12,81	29,78	22,55	21,14	90,60	5,40
CV	68%	61%	61%	59%	66%	44%
N	5	6	6	6	6	6

Figura 18: Resíduos sólidos depositados pela população no ponto P5.



O comportamento da DQO média (Tabela 19) apresentou maior variação entre os pontos, tanto no período seco como no período chuvoso, em comparação a DBO. No entanto, P5 manteve concentrações elevadas tanto na DBO quanto na DQO.

Tabela 19: Comportamento da DQO nos períodos seco e chuvoso.

DQO (mg/L)						
Estatística	P1	P2	P3	P4	P5	P6
PERÍODO SECO						
Méd	276	314	220	196	348	93
Máx	661	744	429	550	604	294
Mín	66	89	33	29	115	29
DP	165,21	163,41	112,79	119,00	143,01	64,12
CV	60%	52%	51%	61%	41%	69%
N	23	23	23	23	23	23
PERÍODO CHUVOSO						
Méd	126	140	122	88	302	63
Máx	255	202	169	112	602	93
Mín	39	95	47	65	154	30
DP	78,82	49,18	48,05	15,24	168,32	28,63
CV	62%	35%	39%	17%	56%	45%
N	6	6	6	6	6	5

5.3.2. Nutrientes

Os valores médios das concentrações de fósforo total (Tabela 20) variaram de 2,82 a 4,92 mgP /L no período seco e de 1,72 a 3,21 mgP /L no período chuvoso. Dessa forma, foi possível constatar que as águas do riacho são fertilizadas e que, segundo Von Sperling (2014b), o mesmo é classificado como hipereutrófico. Os valores médios de FT estiveram acima de 1 mgP/L, em todos os pontos monitorados.

O nitrogênio amoniacal apresentou valores médios que variaram de 18,17 a 38,34 mgN /L no período seco e de 7,19 a 8,53 mgN/L no período chuvoso (Tabela 21). Em ambos os períodos e em todos os pontos foi excedido o limite de 5,6 mgN/L, para $7,5 < \text{pH} < 8,0$, estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água enquadrados na classe 3 das águas doces.

Tabela 20: Valores médios das concentrações de FT.

FT (mgP/L)						
Estatística	P1	P2	P3	P4	P5	P6
PERÍODO SECO						
Méd	4,92	4,80	4,26	3,40	4,46	2,82
Máx	9,02	6,95	6,44	5,62	6,37	7,51
Mín	1,28	2,38	1,81	1,63	2,19	1,36
DP	1,98	1,15	1,37	1,09	1,24	1,32
CV	40%	24%	32%	32%	28%	47%
N	23	23	23	23	23	23
PERÍODO CHUVOSO						
Méd	3,21	2,48	1,96	1,72	3,20	1,29
Máx	7,45	3,47	3,16	1,99	4,09	1,68
Mín	1,03	1,50	1,10	1,42	2,48	0,41
DP	2,80	0,84	0,69	0,20	0,53	0,52
CV	87%	34%	35%	12%	17%	40%
N	6	6	6	6	6	6

Tabela 21: Valores médios das concentrações de NA.

NA (mgN/L)						
Estatística	P1	P2	P3	P4	P5	P6
PERÍODO SECO						
Méd	29,44	38,34	36,02	24,56	31,56	18,17
Máx	46,48	52,78	52,23	39,76	42,56	27,08
Mín	11,88	16,61	17,96	13,82	11,07	12,18
DP	10,56	8,71	7,26	6,88	8,24	3,73
CV	36%	23%	20%	28%	26%	21%
N	23	23	23	23	23	23
PERÍODO CHUVOSO						
Méd	8,53	15,35	13,83	12,99	20,55	7,19
Máx	19,37	27,40	25,19	17,41	28,23	9,95
Mín	1,93	5,53	3,87	4,42	6,63	3,32
DP	5,84	7,46	7,27	4,75	7,94	2,42
CV	69%	49%	53%	37%	39%	34%
N	6	6	6	6	6	6

De acordo com critérios de Jordão e Pessoa (2017), mostrados na Tabela 22, a qualidade da água do riacho oscilou entre esgoto sanitário fraco e médio. É importante destacar que, mesmo na época de chuvas, a água do riacho apresentou características típicas de esgoto sanitário. O mesmo foi observado em estudos anteriores realizados por Freire (2014), que analisou a qualidade das mesmas águas em outras condições meteorológicas.

Tabela 22: Critérios de classificação do esgoto sanitário.

Parâmetro (mg/L)	Forte	Médio	Fraco
DBO	400	200	100
DQO	800	400	200
FT	20	10	5
NA	50	20	10

Fonte: Jordão e Pessoa (2017).

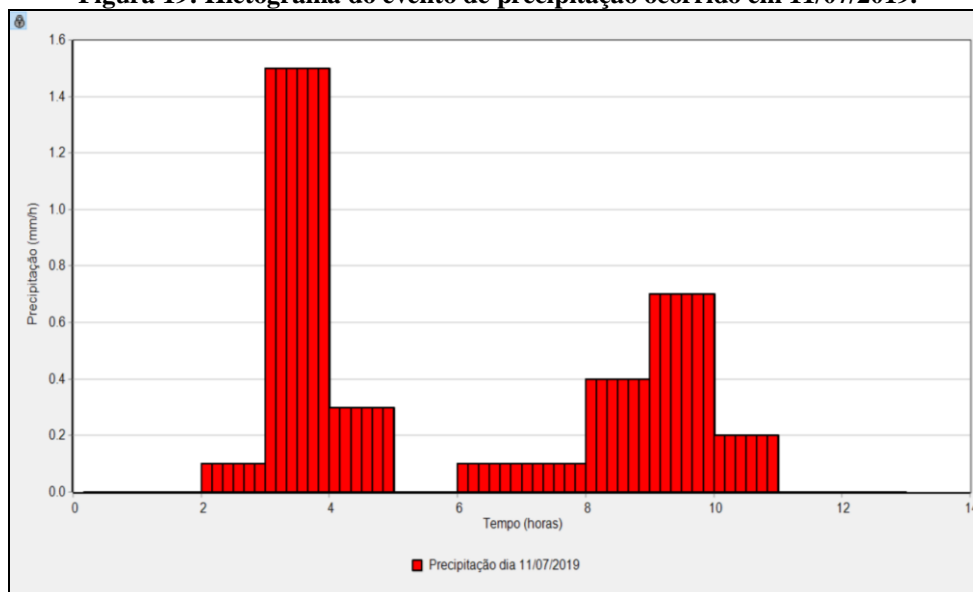
É importante destacar que o Decreto 7.217/2010, que regulamenta a Lei 11.445/2007, prevê penalidades para o lançamento de águas pluviais ou de esgotos não compatíveis com a rede de esgotamento sanitário. Assim, o sistema adotado no território brasileiro deve ser o separador absoluto. Os dados obtidos no monitoramento da qualidade da água do Riacho das Piabas demonstram que não ocorreu o avanço da gestão pública do município, pois nos últimos 5 anos a problemática do lançamento contínuo de esgoto sanitário no canal de drenagem é persistente.

5.4. Modelagem

5.4.1. Intensidade das precipitações simuladas

O evento chuvoso ocorrido no dia 11 de julho de 2019, com um total precipitado de 3,4 mm, foi simulado e utilizado na calibração da chuva-vazão do modelo. A Figura 19 apresenta o hietograma gerado pelo SWMM para o evento simulado.

Figura 19: Hietograma do evento de precipitação ocorrido em 11/07/2019.



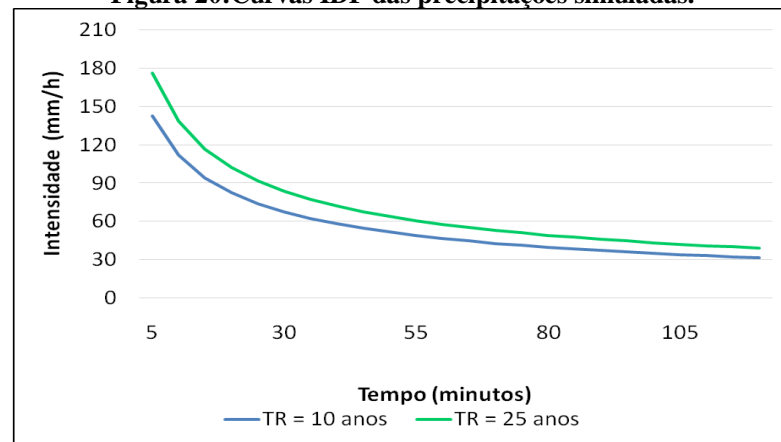
Para cada tempo de retorno (TR) escolhido foram calculadas as intensidades das precipitações, considerando um evento com duração de 2 horas e em intervalos de 5 minutos. Os dados obtidos (Tabela 23) foram utilizados para as simulações dos cenários no SWMM.

O tempo de retorno de 10 anos apresentou intensidade de 31,69 mm/h e um total precipitado de 63,4 mm após o evento com duração de 2 horas. A intensidade para o tempo de retorno de 25 anos foi de 39,02 mm/h, com um total precipitado de 78 mm. A Figura 20 ilustra as curvas IDF das precipitações simuladas no SWMM.

Tabela 23: Intensidades dos eventos simulados no SWMM.

Intervalo de 5 minutos			
Tempo de retorno de 10 anos		Tempo de retorno de 25 anos	
Tempo (min)	i (mm/h)	Tempo (min)	i (mm/h)
5	142,81	5	175,82
10	112,15	10	138,08
15	94,48	15	116,32
20	82,71	20	101,84
25	74,20	25	91,35
30	67,68	30	83,33
35	62,51	35	76,96
40	58,27	40	71,74
45	54,72	45	67,37
50	51,70	50	63,65
55	49,09	55	60,44
60	46,80	60	57,62
65	44,78	65	55,13
70	42,97	70	52,91
75	41,35	75	50,91
80	39,89	80	49,11
85	38,55	85	47,46
90	37,33	90	45,96
95	36,20	95	44,57
100	35,17	100	43,30
105	34,20	105	42,11
110	33,31	110	41,01
115	32,48	115	39,98
120	31,69	120	39,02
Total precipitado (mm)	63,4	Total precipitado (mm)	78,0

Figura 20: Curvas IDF das precipitações simuladas.

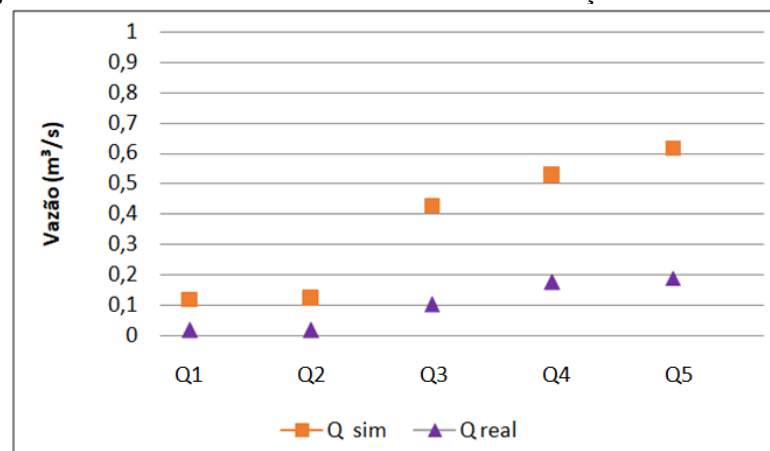


5.4.2. Calibração da chuva-vazão

Na etapa de calibração do modelo foi possível avaliar a consistência dos dados de caracterização das sub-bacias e a sensibilidade de cada parâmetro inserido, a fim de se obter resultados os mais próximos possíveis da realidade da área de estudo. A Figura 21 apresenta as vazões simuladas no SWMM sem a calibração dos dados.

Verifica-se que os valores de chuva-vazão simulados foram divergentes dos obtidos nas medições *in loco*. A diferença é justificada pelo fato de que não foi possível utilizar um medidor de vazão automático para monitorar as vazões durante todo o evento de precipitação. Diante dessa limitação, a calibração do modelo foi realizada com os valores de vazão obtidos em uma determinada hora e imediatamente após o evento chuvoso ocorrido no dia 11/7/2019.

Figura 21: Vazões simuladas no SWMM sem a calibração da chuva-vazão.



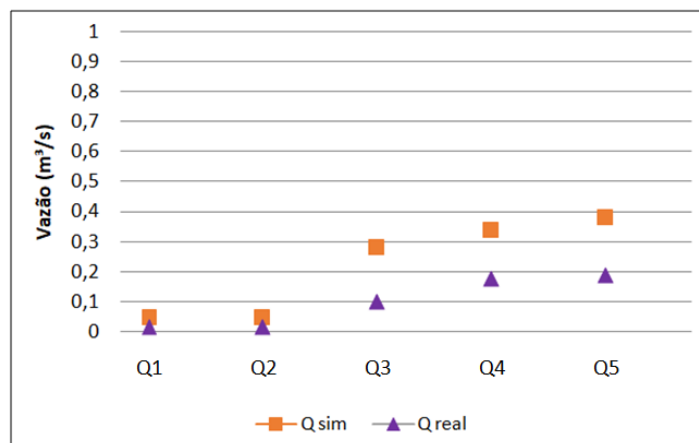
A calibração do modelo também foi realizada para estimar os valores da capacidade de armazenamento em depressões para superfícies permeáveis (DP), capacidade de armazenamento em depressões para superfícies impermeáveis (DI) e áreas impermeáveis não conectadas (AINC). Inicialmente, foram inseridos valores médios desses parâmetros, recomendados por Rossman (2015), e posteriormente calibrados até se obter a melhor aproximação entre os valores das vazões simuladas e observadas em campo. Os valores determinados para esses parâmetros encontram-se na Tabela 24.

Tabela 24: Valores determinados para DP, DI e AINC.

Capacidade de armazenamento em depressões permeáveis DP	Capacidade de armazenamento em depressões impermeáveis DI	AINC
5,08 mm (0,3 polegadas)	2,54 mm (0,1 polegadas)	5%

Além dos valores de DP, DI E AINC, foram calibrados manualmente através de parâmetros como a porcentagem de área impermeável e a declividade, pois estes apresentaram incertezas quanto à sua determinação e influenciam diretamente na produção do escoamento das sub-bacias. O resultado final da calibração é mostrado na Figura 22, onde é possível perceber um melhor ajuste entre os valores simulados e os observados em campo.

Figura 22: Resultados da simulação após a calibração da chuva-vazão.



5.4.3. Modelagem da qualidade da água

Neste estudo foi considerado que cada ponto monitorado representou as características de uma determinada área de contribuição. Os cálculos dos coeficientes de acúmulo e lixiviação foram feitos para cada área e utilizando as concentrações dos poluentes obtidas no monitoramento dos pontos de coleta.

5.4.3.1. Acúmulo e lavagem dos poluentes

a. Função de acúmulo dos poluentes

Os valores médios da concentração dos poluentes (DBO, DQO, FT e NA) obtidos nos dias secos em cada ponto de coleta e associados às sub-bacias são mostrados na Tabela 25.

Tabela 25: Valores médios das concentrações dos poluentes em dias secos.

Concentrações médias (mg/L)				
Sub-bacias	DBO	DQO	FT	NA
C1 a C3	131	277	4,9	29,4
C4 e C5	129	313	4,8	38,3
C6	111	220	4,3	36,0
C7	86	196	3,4	24,6
C8	188	348	4,5	31,6
C9 e C13	16	93	2,8	18,2

A partir das concentrações médias, dos volumes precipitados e das áreas de contribuições, foram obtidas as concentrações por unidade de área (kg/ha) dos poluentes analisados. A constante de semi-saturação c_2 foi calculada como a metade da média do número de dias antecedentes sem chuva durante o período seco. Na Tabela 26 encontram-se os resultados obtidos para c_1 e c_2 .

Tabela 26: Valores de c_1 e c_2 .

Sub-bacia	c_1 (kg/ha)				c_2 (1/dia)
	DBO	DQO	FT	NA	
C1 a C3	34,3	71,8	1,2	7,6	2
C4 e C5	49,9	122,5	1,9	14,9	2
C6	86,4	171,6	3,3	28,1	2
C7	66,8	152,9	2,7	19,2	2
C8	146,4	271,4	3,5	24,6	2
C9 e C13	12,6	72,7	2,2	14,2	2

b. Função de lavagem dos poluentes

Durante um evento de precipitação parte dos poluentes é lavada da superfície no processo de lixiviação. Para determinação do coeficiente e_1 da função de lixiviação, foram considerados os valores médios das concentrações dos poluentes durante o período chuvoso analisado, Tabela 27.

Tabela 27: Valores médios das concentrações de poluentes no período chuvoso.

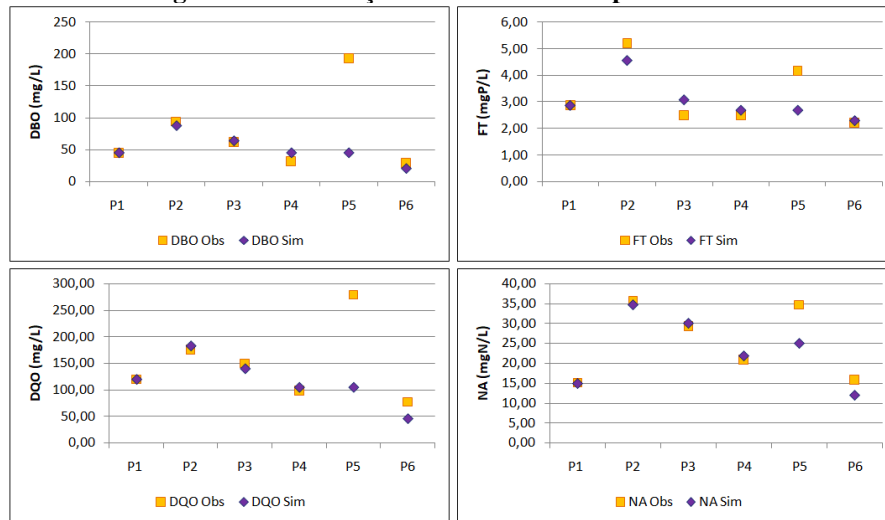
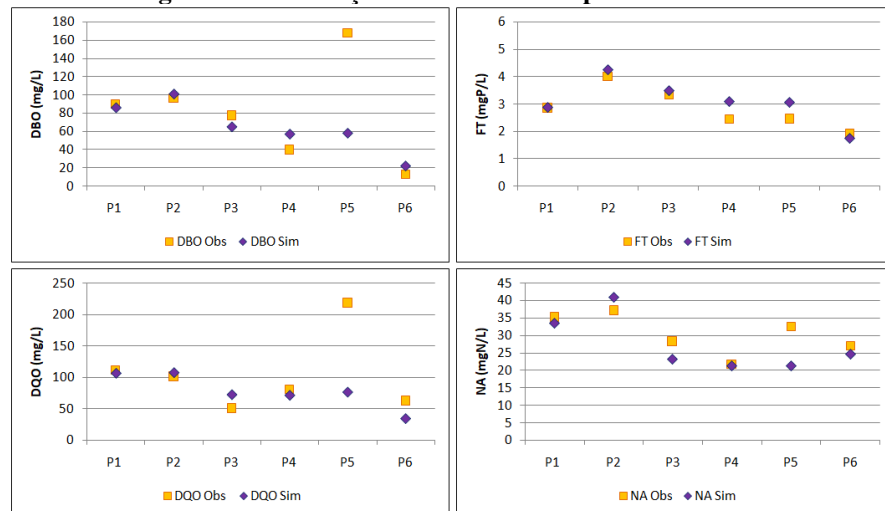
Concentrações médias (mg/L)				
Sub-bacias	DBO	DQO	FT	NA
C1 a C3	31	126	3,4	8,5
C4 e C5	49	140	2,5	15,4
C6	37	122	1,9	13,8
C7	36	88	1,8	13,0
C8	37	302	3,1	20,6
C9 e C13	12	163	1,4	7,2

5.4.3.2. Calibração das variáveis simuladas

Nas simulações dos cenários propostos, foram adotadas para as entradas de esgoto as concentrações de DBO, DQO, FT e NA obtidas nas análises laboratoriais. A calibração foi realizada pelo método de tentativa e erro, ajustando os valores para que os resultados das simulações se aproximassem dos valores medidos em campo.

Na calibração do cenário em período seco, foram utilizadas as concentrações dos poluentes obtidas no dia 22/10/2019, dia em que ocorreu coleta de amostras de água e medição de vazão (Figura 23). Os valores das concentrações obtidos na coleta do dia 10/7/2019 foram utilizados na calibração do cenário chuvoso que ocorreu no dia seguinte, 11/7/2019 (Figura 24).

Nas simulações apresentadas, período seco e período chuvoso, observa-se que apenas em P5 ocorreram diferenças significativas entre os valores simulados e os observados em campo. Este fato pode ser justificado em virtude de, no SWMM, não existirem ferramentas que simulem a presença dos resíduos sólidos no canal e que resulta na elevada concentração dos poluentes neste ponto.

Figura 23: Calibrações das variáveis em período seco.**Figura 24: Calibração das variáveis no período chuvoso.**

5.4.3.3. Validação das variáveis simuladas

Após cada simulação realizada no SWMM, os erros de continuidade gerados foram verificados para cada variável simulada (DBO, DQO, FT e NA). Em todas as simulações, o erro percentual da DBO variou de 0,008% a 3,361%, da DQO de 0,012% a 2,968%, do FT de 0,015% a 2,907% e do NA de 0,004% a 1,461%. Todos os valores foram inferiores ao valor limite de 10%, aceitável para a simulação. Sendo assim, as variáveis de qualidade da água foram validadas e foi dado prosseguimento às simulações de todas elas em todos os cenários.

5.4.3.4. Representação dos resultados

Para melhor discussão dos resultados, optou-se por dividir o Riacho das Piabas em trechos, como mostrado na Figura 25.

Os resultados foram analisados a partir dos mapas gerados pelo SWMM, que indicam os valores simulados através de uma rampa de cores (Figura 26). Essa representação gráfica permitiu identificar as áreas com maiores concentrações de poluentes, indicadas pela cor vermelha, e as regiões com as menores concentrações, indicadas pela cor azul escura.

Figura 25: Trechos do Riacho das Piabas.

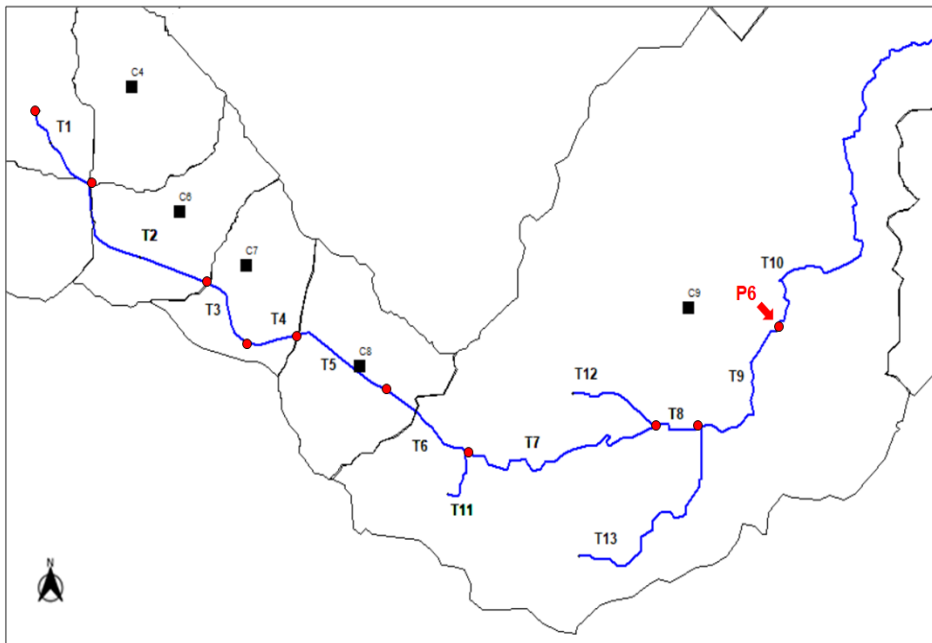
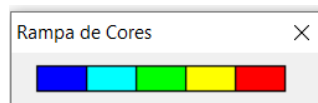


Figura 26: Representação adotada no SWMM.

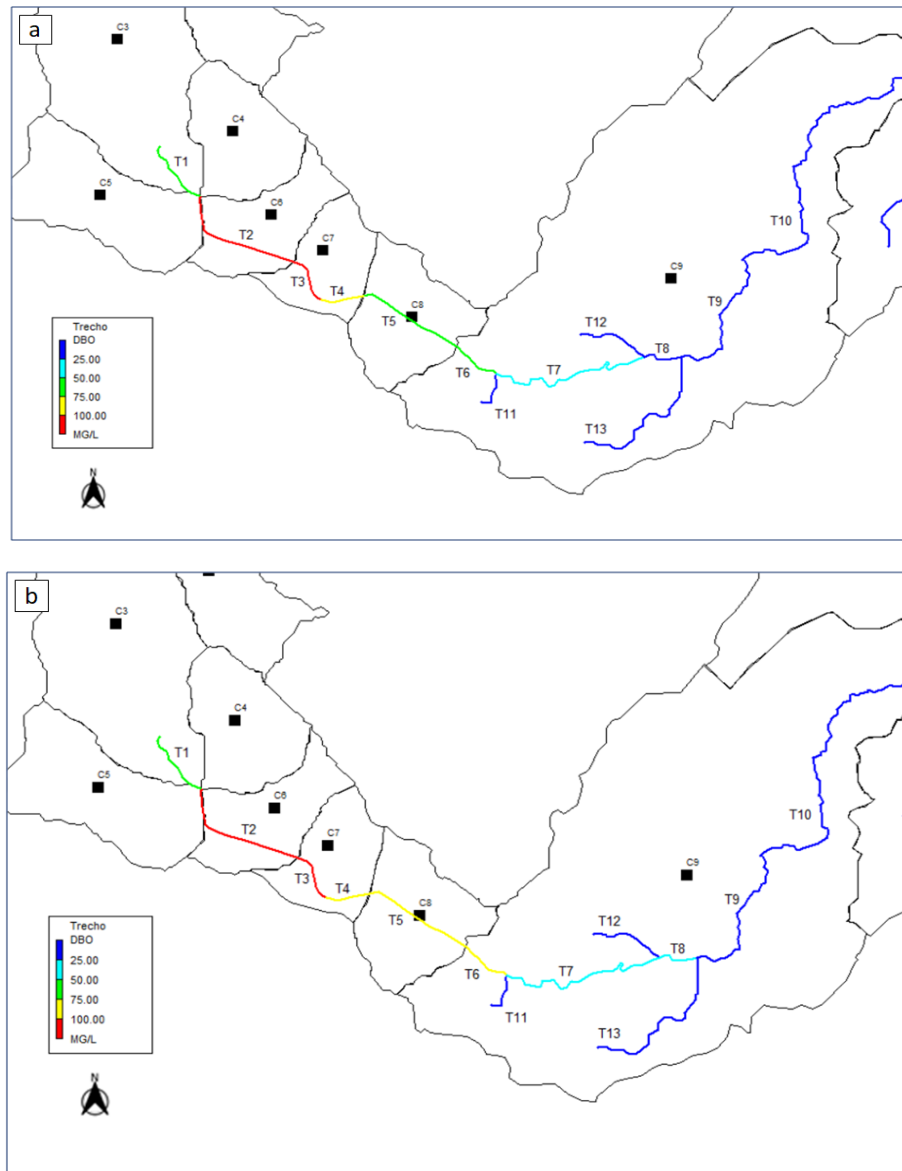


5.4.3.5. Cenário 1 – Período seco

Para o cenário do período seco foram consideradas apenas as vazões contínuas dos esgotos que adentram o canal de drenagem. A Figura 27a ilustra o comportamento da concentração da DBO após 50 minutos do início da simulação e a Figura 27b o comportamento no final de 12 horas de simulação.

Através dos mapas, é possível observar que as maiores concentrações de DBO no início da simulação ocorrem em T2 e T3. Esses trechos se situam após a entrada de esgoto E2, que apresenta o maior potencial poluidor dentre todos os pontos de lançamentos simulados. Após as 12 horas de simulação, ocorre um aumento na concentração de DBO em T5 e T6, devido à propagação dos fluxos e à mistura de efluentes ao longo do canal.

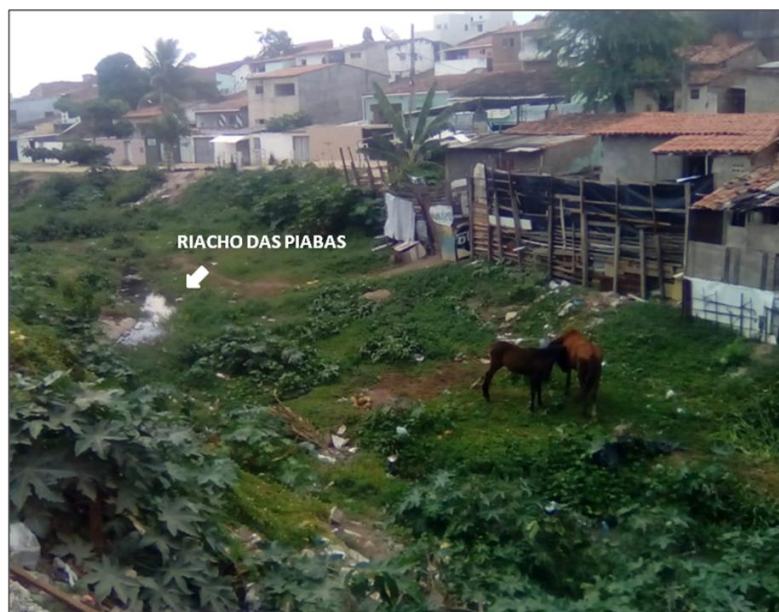
Figura 27: Comportamento da DBO (a) após 50 minutos de simulação e (b) no fim da simulação.



O trecho T1, localizado nas imediações do bairro Rosa Mística, apresentou concentrações de DBO com valores de 41 a 51 mg/L durante toda a simulação. Esses valores são superiores aos valores padrões de DBO exigidos pela Resolução CONAMA 357/2005, 3 a 10 mg/L, para as classes de águas doces e salobras. As elevadas concentrações de DBO neste local, possivelmente, são resultantes dos lançamentos de esgotos domésticos e resíduos

sólidos, gerados pelas residências que se encontram próximas ao leito natural do riacho, situação mostrada na Figura 28. Neste local, em períodos de estiagem, segundo observações de Sousa (2010), a água do riacho se reduz a um “fio”. Nessa época os esgotos domésticos chegam a representar a quase totalidade da vazão desse corpo hídrico.

Figura 28: Situação do leito natural do Riacho das Piabas.



Durante toda a simulação os trechos de T7 a T10 apresentaram baixas concentrações de DBO. Isso porque as afluições advindas dos trechos T11, T12 e T13 apresentam concentrações reduzidas de DBO e uma vazão que resulta na diluição desse poluente antes de T10.

As Figuras 29 e 30 ilustram a concentração dos poluentes analisados ao longo da simulação e nos trechos principais do riacho. Nestes, percebe-se um comportamento similar para todas as variáveis, que apresentaram valores crescentes nas primeiras horas de simulação. Isso ocorre devido à propagação do fluxo do escoamento no canal, resultando na mistura e aumento na concentração dos poluentes nesses trechos. Após as duas primeiras horas da simulação, os valores das concentrações foram estabilizados em todos os trechos, ou seja, esse foi o tempo necessário para que os poluentes se dispersassem até o ponto final do monitoramento.

Figura 29: Comportamento da matéria orgânica durante a simulação do cenário 1.

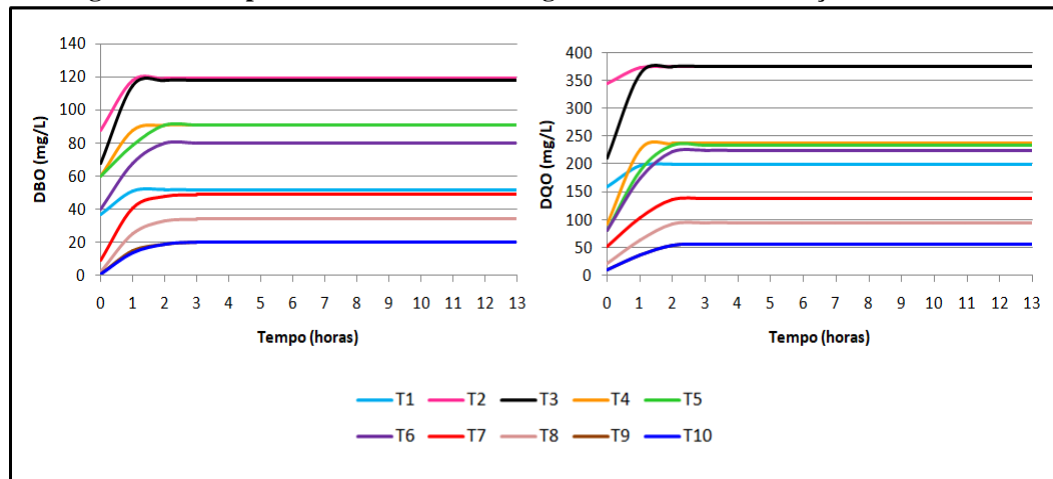
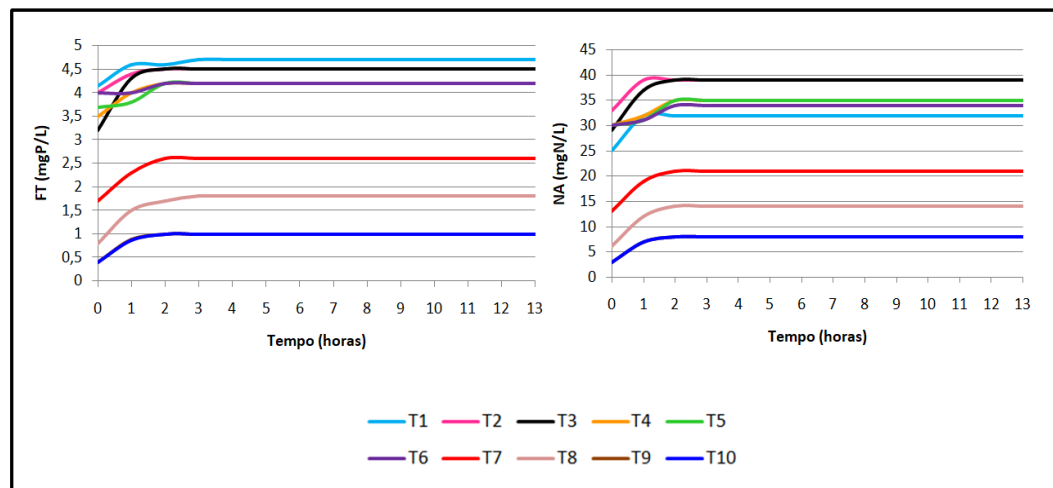


Figura 30: Comportamento dos nutrientes ao longo da simulação do cenário 1.



5.4.3.6. Cenário 2 – Período chuvoso

Neste cenário foram simulados eventos de precipitação com diferentes intensidades e número de dias antecedentes sem chuva. Assim, optou-se por simular o evento real ocorrido no dia 11 de julho de 2019, com um total precipitado de 3,4 mm, para 5 e 15 dias antecedentes sem chuva. Nos demais cenários foram simuladas as precipitações com tempo de retorno de 10 e 25 anos e total precipitado de 63,4 mm e 78 mm, respectivamente.

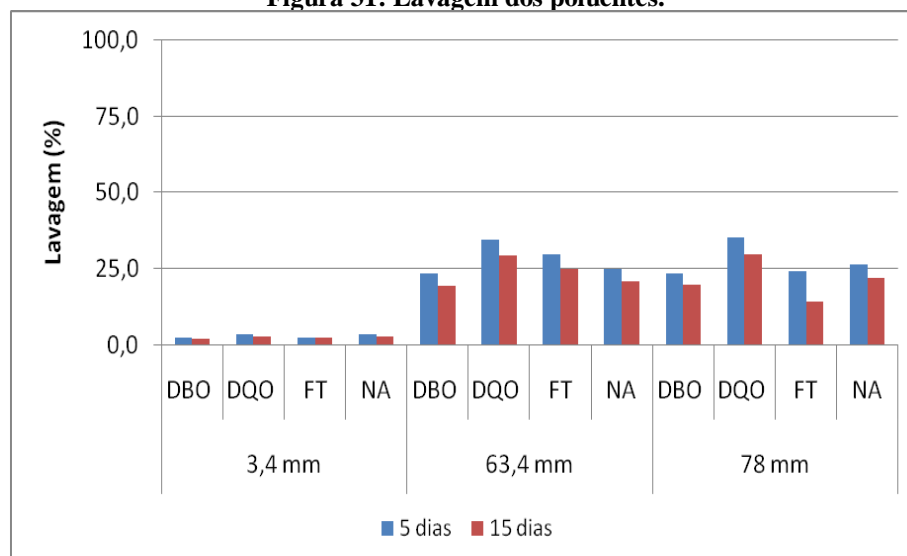
A Tabela 28 apresenta o acúmulo de poluentes no início e final de cada evento simulado. Para os três eventos simulados as quantidades acumuladas de DBO e DQO foram elevadas devido à existência de pontos de lançamento de esgoto, da prática de atividades poluidoras e da extensa área de contribuição.

Tabela 28: Acúmulo de poluentes no início e final dos eventos simulados.

Evento	Dias sem chuva	Acúmulo (kg)							
		DBO		DQO		FT		NA	
		Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
3,4 mm	5 dias	56,693	56,564	148,351	147,826	2,932	2,924	19,036	18,986
	15 dias	68,667	68,538	179,660	179,134	3,550	3,541	23,046	22,996
63,4 mm	5 dias	57,666	46,713	151,680	107,940	3,065	2,314	20,861	16,642
	15 dias	69,327	58,374	181,166	137,426	3,656	2,904	25,060	20,836
78 mm	5 dias	58,293	44,087	153,741	99,699	3,066	2,188	21,407	14,747
	15 dias	69,424	55,818	183,765	129,433	3,678	2,745	25,918	18,670

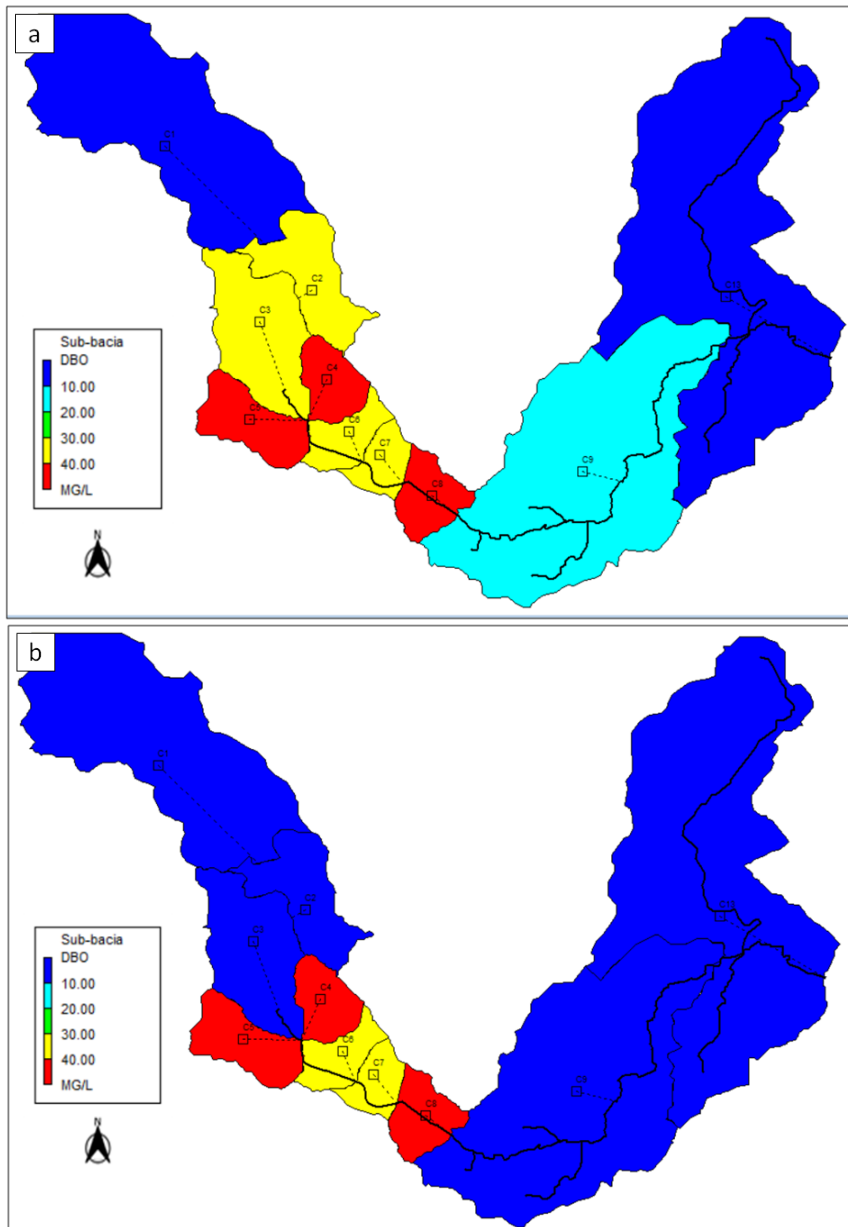
As simulações mostraram que a intensidade da precipitação influenciou na lavagem dos poluentes (Figura 31). O evento de 3,4 mm não foi suficiente para realizar a lavagem de uma quantidade considerável de poluentes nos intervalos de 5 e 15 dias e as chuvas com tempos de retorno de 10 e 25 anos, por apresentarem maior intensidade que a do evento real, resultaram em uma maior quantidade de poluentes lixiviados.

Figura 31: Lavagem dos poluentes.



Os mapas de concentração da Figura 32 ilustram o comportamento da DBO no escoamento gerado em cada sub-bacia na simulação do evento de 3,4 mm. Ao final de 12 horas de simulação as sub-bacias mais urbanizadas (C4, C5, C6, C7 e C8) permaneceram com elevadas concentrações.

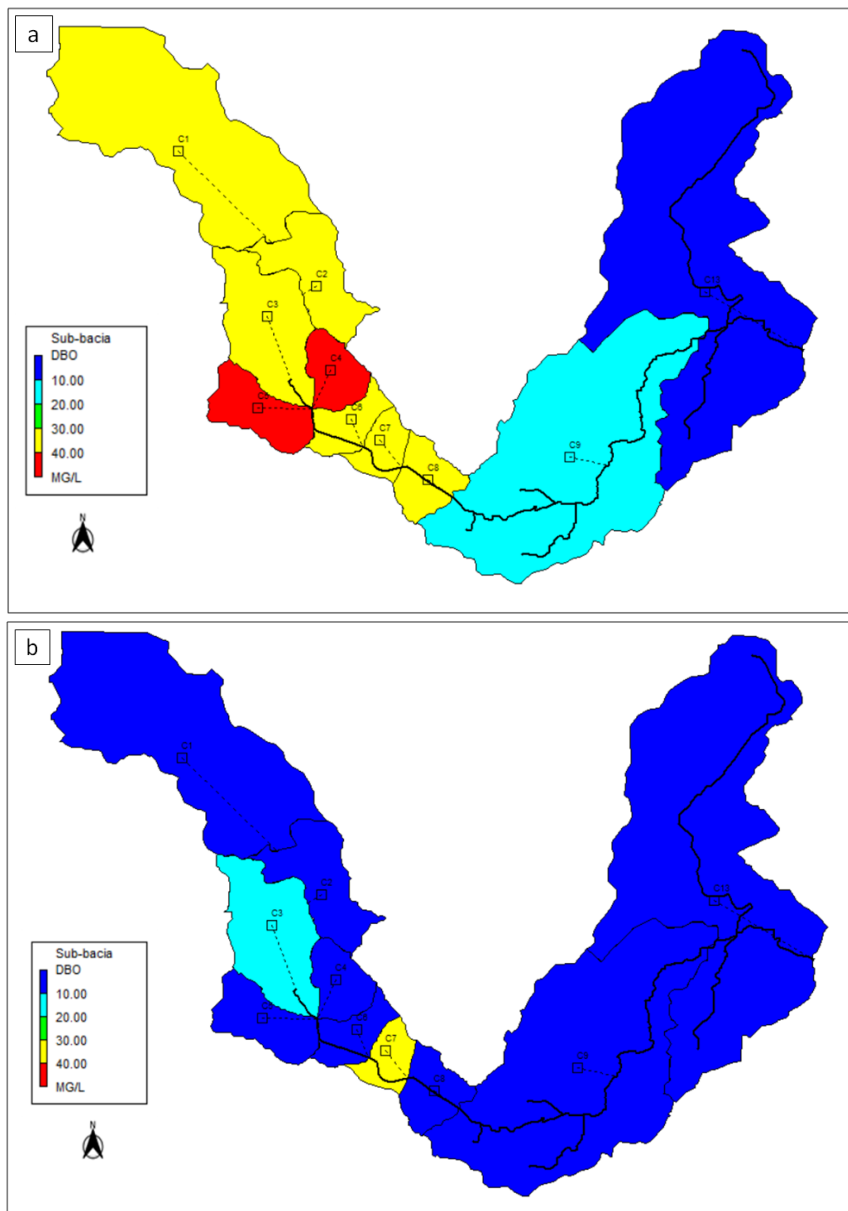
Figura 32: Comportamento da DBO no evento de 3,4 mm (a) 9h de simulação, e (b) 12h da simulação.



No evento de 78 mm (Figura 33), após 12 horas de simulação, as concentrações dos indicadores na sub-bacia C3 apresentaram-se elevadas devido ao recebimento de altas quantidades de poluentes escoados de outras sub-bacias (C1 e C2) e contribuições de esgoto doméstico (E1). Na C7 essa elevada concentração é consequência da alta porcentagem de impermeabilização do solo (98%), baixa declividade e baixa velocidade de escoamento.

Nas simulações dos outros indicadores, DQO, FT e NA, foram obtidos comportamentos similares ao da DBO.

Figura 33: Comportamento da DBO no evento de 78 mm (a) 1h20min minutos de simulação (início), e (b) 12h da simulação (fim).



As Figuras 34 e 35 ilustram o comportamento dos indicadores analisados nos trechos do riacho durante a simulação do evento de 3,4 mm. É possível observar que em T1, T2 e T3 as concentrações de DBO são reduzidas após os intervalos de tempo com ocorrência de precipitação. Nos trechos T4 a T10 não ocorrem grandes variações, pois as contribuições de esgoto nesses trechos (E3 e E4) são mais diluídas e com menores concentrações de DBO. Analisando o comportamento da DQO observa-se que, após a precipitação, as concentrações aumentaram em todos os trechos do canal, o que pode ser explicado pela especificidade dos constituintes representados por esse indicador e que estão presentes nos efluentes descarregados no canal.

No que diz respeito ao comportamento do FT, nos trechos de T1 a T4 as concentrações se mostraram reduzidas após os intervalos de tempo com ocorrência de chuva. Porém, de T5 a T9 as concentrações elevaram-se nesses intervalos, em virtude da quantidade de FT existente nas águas descarregadas nos trechos inseridos na sub-bacia C8. O comportamento do NA foi similar ao obtido nas simulações da DBO.

Figura 34: Comportamento da matéria orgânica nos trechos do riacho durante o evento de 3,4 mm.

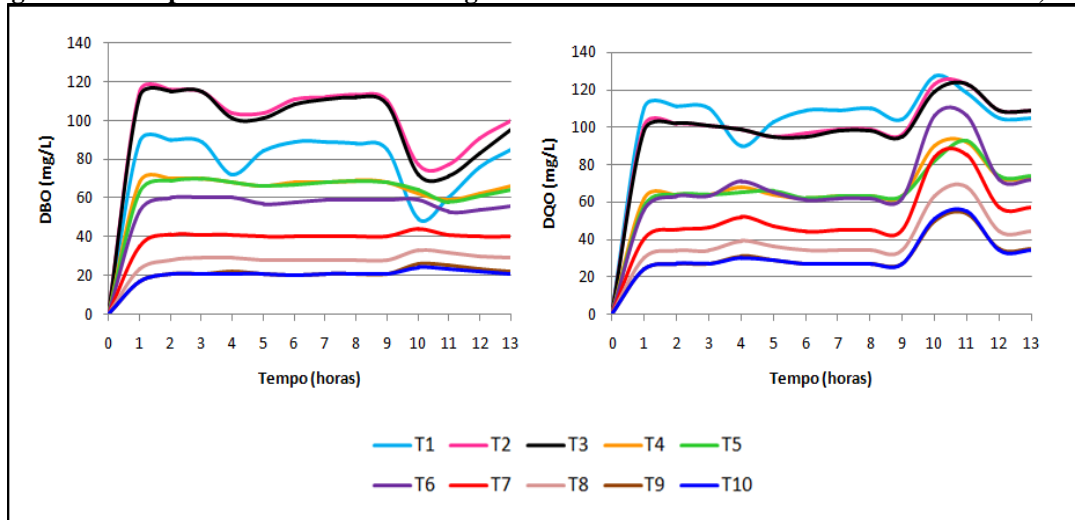
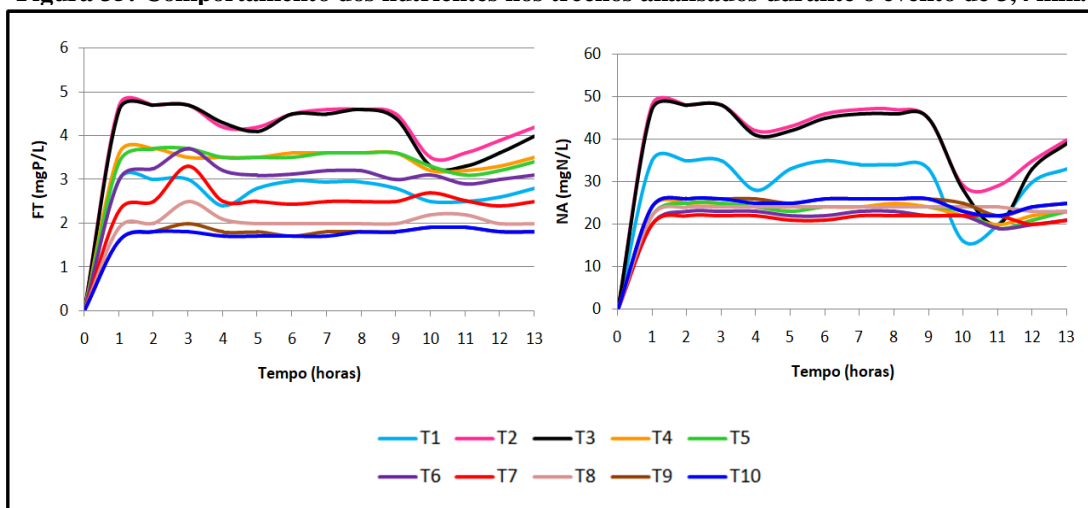


Figura 35: Comportamento dos nutrientes nos trechos analisados durante o evento de 3,4 mm.



Os gráficos das Figuras 36 e 37 demonstram o comportamento dos indicadores analisados nos trechos do riacho durante a simulação do evento de 78 mm. É visível que os valores das concentrações de DBO, FT e NA foram reduzidos depois de finalizado o evento. Apenas após 5 horas de simulação houve a redução nos valores de DQO, que teve elevada

quantidade lixiviada durante o evento. Devido às contribuições de esgoto para o canal, as concentrações de todas as variáveis foram novamente elevadas entre 5 e 7 horas de simulação.

Figura 36: Comportamento da matéria orgânica nos trechos do riacho durante o evento de 78 mm.

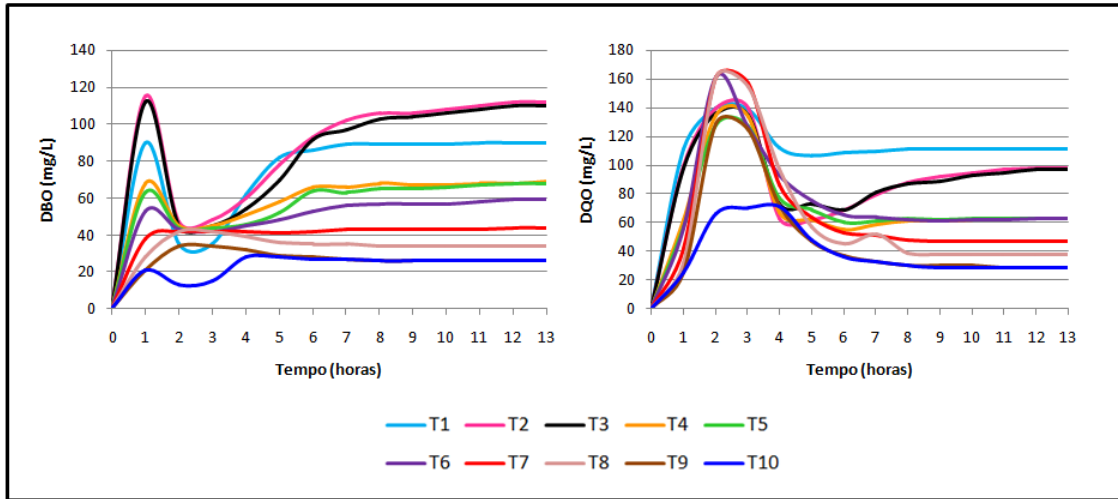
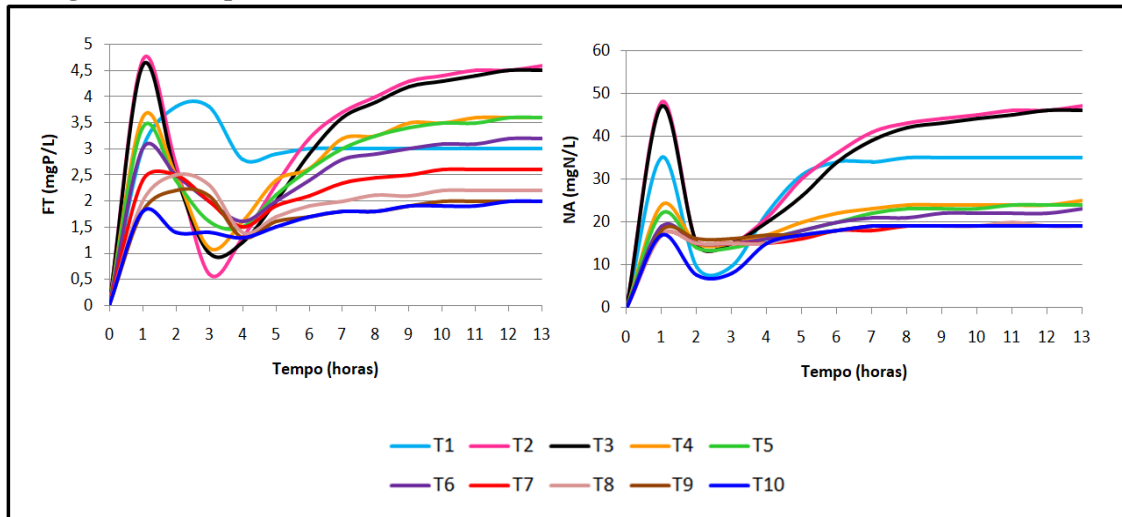


Figura 37: Comportamento dos nutrientes nos trechos do riacho durante o evento de 78 mm.



A partir das simulações deste cenário foi possível analisar a influência das precipitações na qualidade das águas de drenagem do Riacho das Piabas. 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.

5.4.3.7. Cenário 3 – Aplicação das medidas LIDs

No terceiro cenário foi simulada e analisada a aplicação das medidas de desenvolvimento de baixo impacto (LIDs) na área de drenagem do Riacho das Piabas. As simulações foram realizadas utilizando os eventos de 3,4 mm e 78 mm. Optou-se por inserir a biorretenção, os pavimentos permeáveis e a interceptação das contribuições de esgoto no canal como medidas estruturais.

A biorretenção e os pavimentos permeáveis foram simulados com as opções de tratamento para 50% e 100% do escoamento gerado pela área impermeabilizada sem LID de cada sub-bacia. Esses percentuais foram escolhidos, pois as alterações significativas na quantidade e qualidade das águas de drenagem ocorreram apenas com o tratamento de mais de 50% do volume escoado.

Os pavimentos permeáveis foram alocados nas sub-bacias de C4 a C8, que são mais impermeabilizadas e apresentaram as maiores concentrações de poluentes no início do segundo cenário. Seguindo a recomendação da ABCP (2013) para áreas urbanas densamente povoadas, os pavimentos permeáveis foram aplicados em 30% da área total de cada uma das sub-bacias selecionadas.

Os dispositivos de biorretenção foram inseridos nas sub-bacias C3 e C9, pois estas apresentaram menor área impermeabilizada, são adjacentes às sub-bacias mais urbanizadas e possuem vegetação adequada ao tratamento das águas poluídas do canal. A área superficial das estruturas de biorretenção foi calculada de acordo com a Equação 9 (seção 4.3.4.2).

Na Tabela 29 encontram-se os dispositivos LIDs implantados em cada uma das sub-bacias e suas respectivas áreas de instalação na simulação do terceiro cenário.

Tabela 29: Dispositivos LIDs implantados nas sub-bacias.

Sub-bacia	LIDs	Área total da sub-bacia (m ²)	Área do LID (m ²)
C3	Biorretenção	2.236.714	22.513
C4	Pavimento Permeável	783.405	235.022
C5	Pavimento Permeável	1.117.907	335.372
C6	Pavimento Permeável	702.104	210.631
C7	Pavimento Permeável	580.266	174.080
C8	Pavimento Permeável	846.956	254.087
C9	Biorretenção	8.641.856	155.059

A análise da aplicação das medidas LIDs foi realizada a partir dos mapas de concentração e do relatório de estado gerados pelo SWMM. As Tabelas 30 e 31 apresentam as

quantidades dos poluentes removidas pela lavagem superficial e pelos dispositivos LIDs nas simulações dos eventos de 3,4 mm e 78 mm, respectivamente, com as opções de tratamento de 50% e 100% da área impermeabilizada das sub-bacias. Assim, foi possível observar que, comparado ao processo da lavagem superficial, os dispositivos LIDs foram capazes de remover maiores quantidades de poluentes das sub-bacias, para o tratamento de 50% e 100% das áreas impermeabilizadas.

Tabela 30: Quantidades de poluentes removidas após aplicação dos dispositivos LIDs no evento de 3,4 mm.

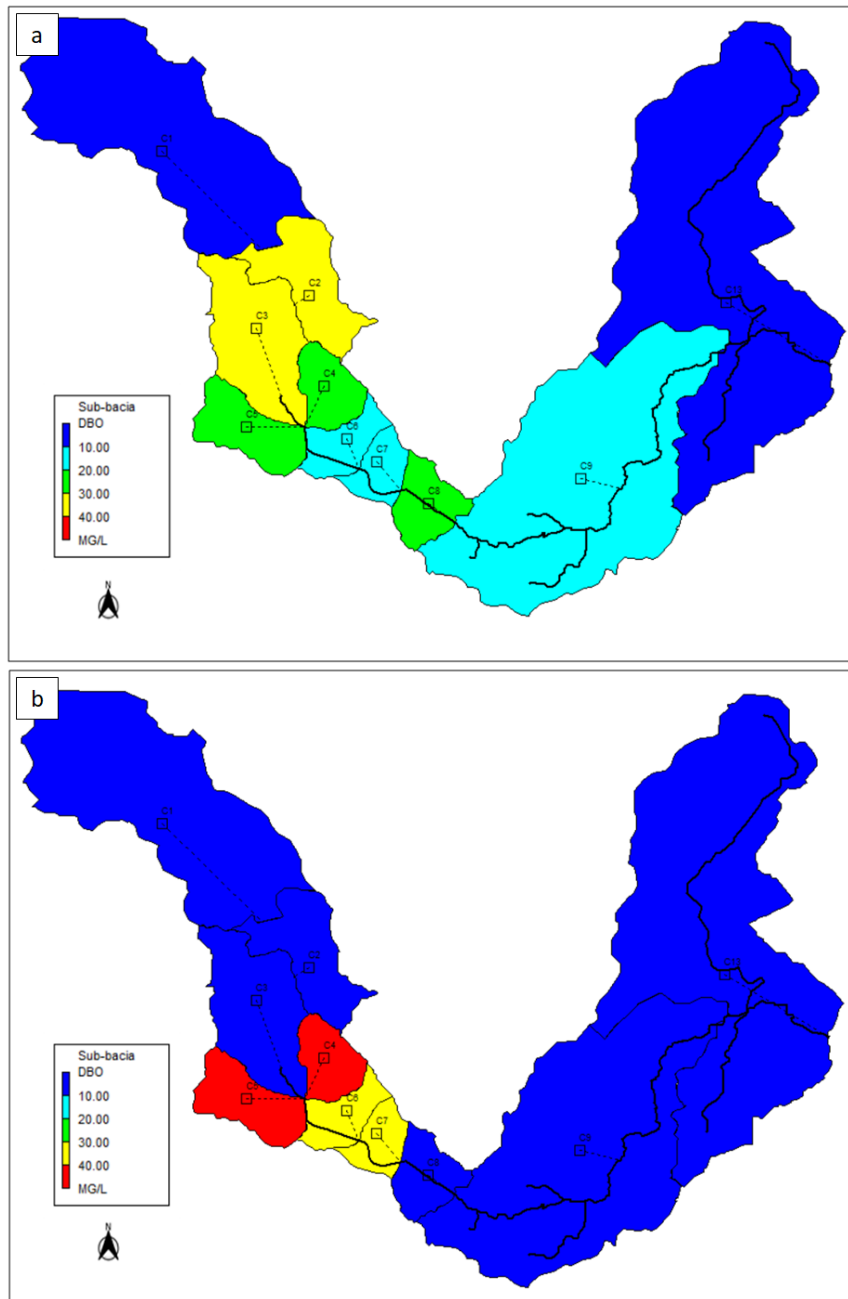
Evento de 3,4 mm								
Processos	Quantidade de poluente (kg)							
	DBO		DQO		FT		NA	
	50%	100%	50%	100%	50%	100%	50%	100%
Dispositivos LIDs	60	96	245	394	4	7	24	38
Lavagem superficial	36	0	149	0	3	0	14	0

Tabela 31: Quantidades de poluentes removidas após aplicação dos dispositivos LIDs no evento de 78 mm.

Evento de 78 mm								
Remoção	Quantidade de poluente (kg)							
	DBO		DQO		FT		NA	
	50%	100%	50%	100%	50%	100%	50%	100%
Dispositivos LIDs	5.218	7.719	20.253	29.732	362	454	1.977	2.903
Lavagem superficial	4.373	1.872	18.537	9.056	349	207	1.854	928

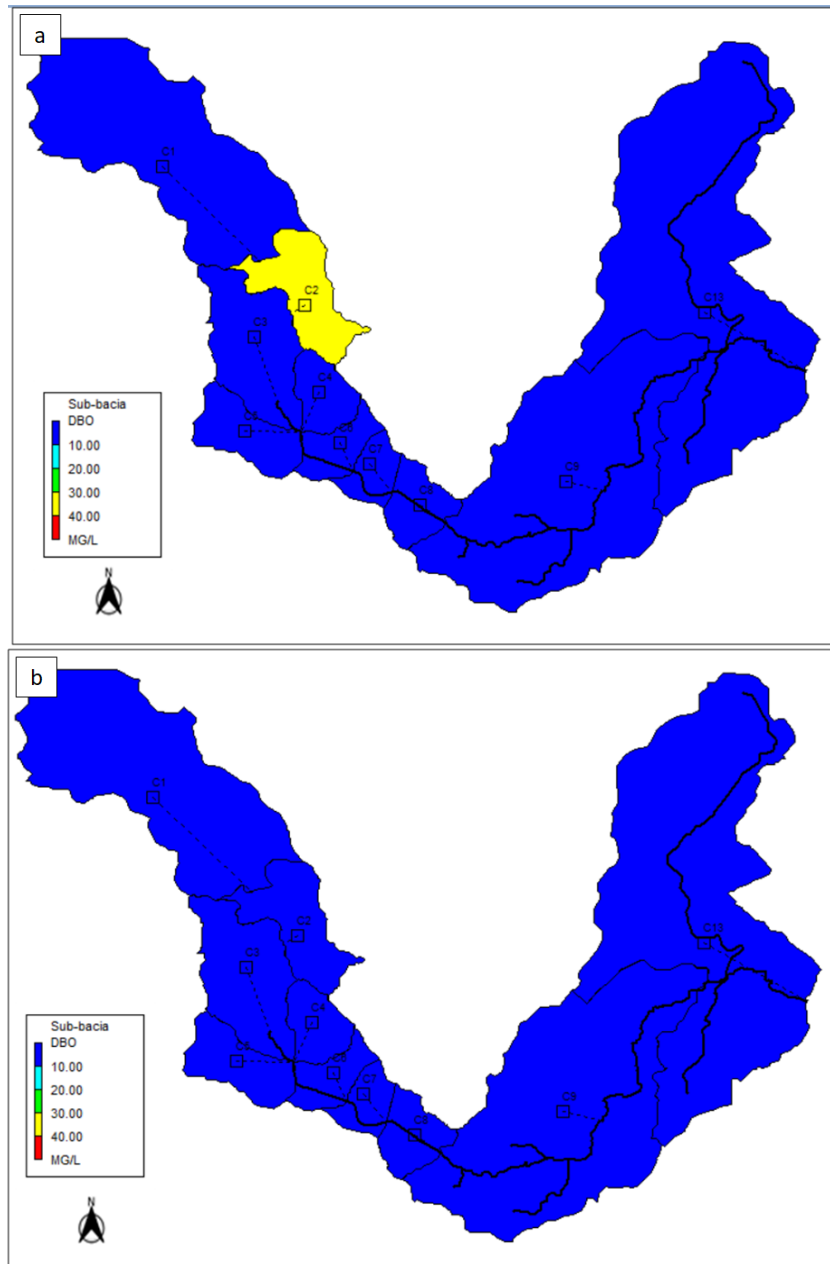
Os mapas da Figura 38 ilustram as concentrações de DBO nas sub-bacias durante a simulação do evento de 3,4 mm com tratamento de 50% da área impermeabilizada. Após 9h50min do início da simulação 8 sub-bacias tiveram concentrações de DBO entre 10 e 40 mg/L (Figura 38a). No fim da simulação apenas 4 sub-bacias continuaram com elevadas concentrações de DBO (Figura 38b).

Figura 38: Concentrações de DBO durante a simulação do evento de 3,4 mm com tratamento de 50% da área impermeabilizada (a) 9h50min de simulação e (b) fim da simulação.



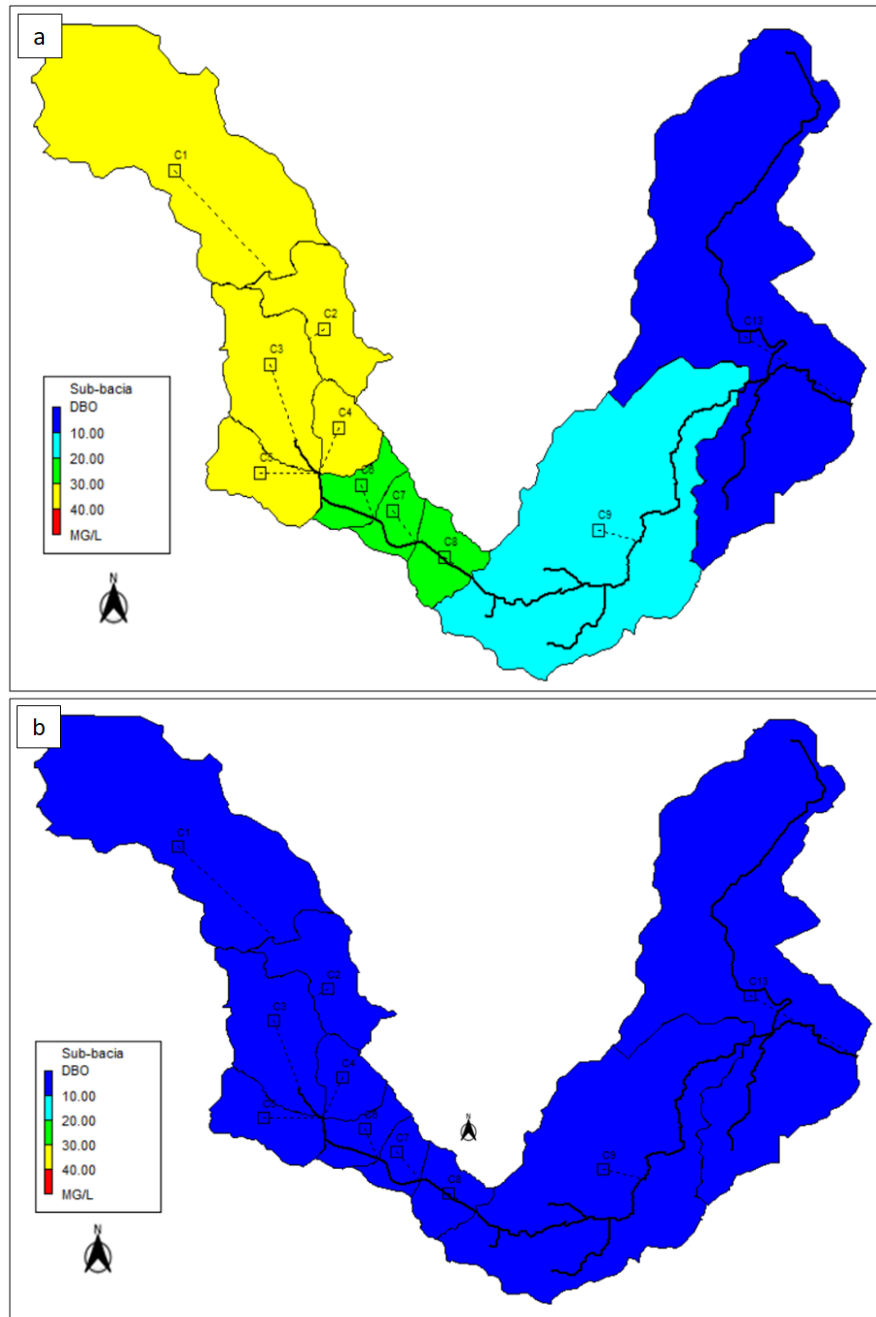
Na Figura 39a é possível observar o comportamento das concentrações de DBO após 9h50min de simulação do evento de 3,4 mm com tratamento de 100% da área impermeabilizada. Nesta, é possível observar que apenas a sub-bacia C2, que não possuía nenhum dispositivo LID, apresentou concentração de DBO de 31 mg/L. No fim da simulação todas as sub-bacias tiveram suas concentrações reduzidas (Figura 39b).

Figura 39: Comportamento da DBO na simulação do evento de 3,4 mm com tratamento de 100% da área impermeabilizada (a) 9h50min de simulação e (b) fim da simulação.



A Figura 40 mostra as concentrações da DBO nas sub-bacias ao longo da simulação do evento de 78 mm com tratamento de 50% da área impermeabilizada. Na Figura 40a, observa-se que após 1h30min de simulação 9 sub-bacias apresentaram concentrações de DBO acima de 10 mg/L. No entanto, após 8h50min de simulação todas as sub-bacias, Figura 40b, tiveram as concentrações reduzidas.

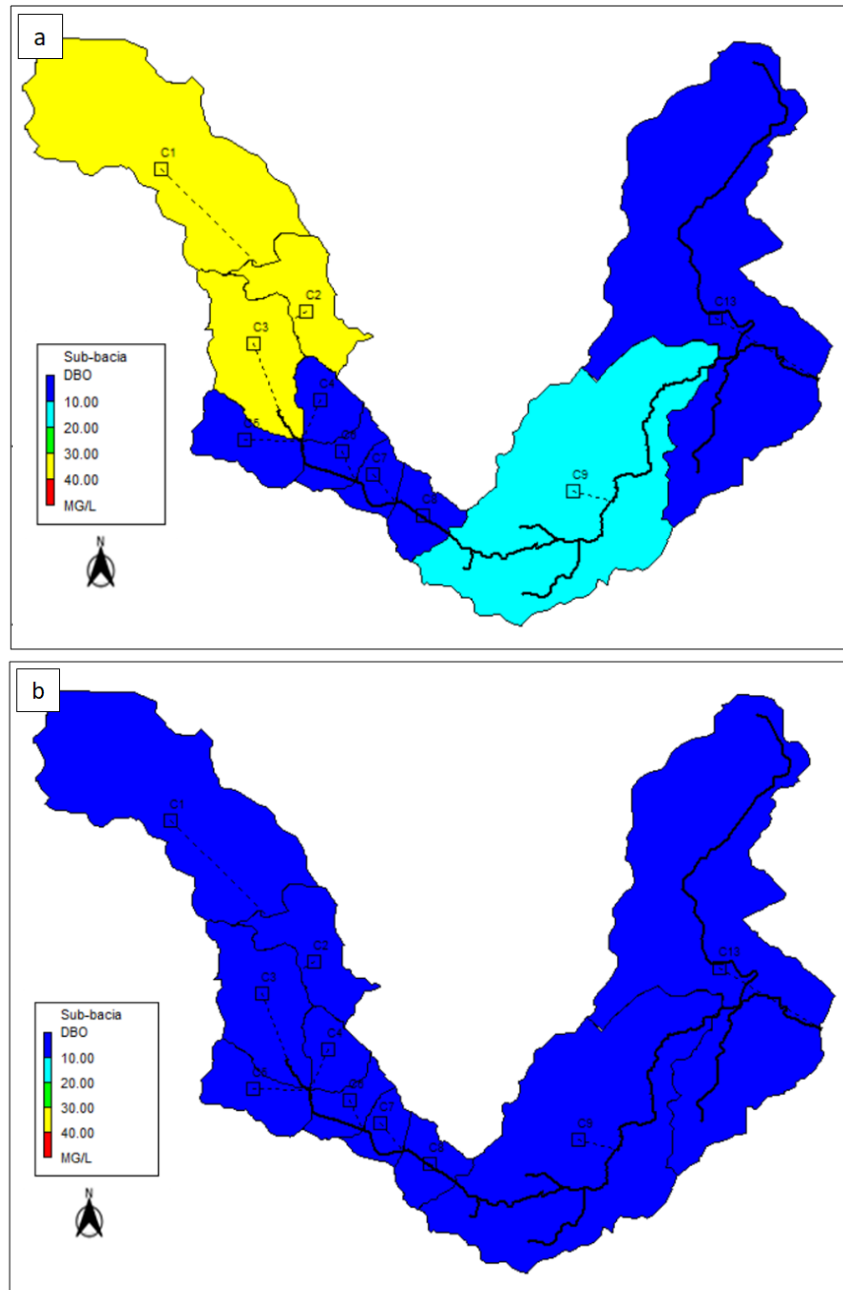
Figura 40: Concentrações da DBO nas sub-bacias durante a simulação do evento de 78 mm com 50% da área impermeabilizada tratada (a) 1h30min de simulação; (b) 8h50min da simulação.



Na simulação do evento de 78 mm com 100% da área impermeabilizada (Figura 41a), as sub-bacias em que foram implantados os pavimentos permeáveis (C4 a C8) apresentaram as menores concentrações de DBO após 1h30min de simulação. As concentrações de todas as sub-bacias foram reduzidas após 4h de simulação (Figura 41b).

Nas simulações dos demais indicadores, DQO, FT e NA, foram obtidos comportamentos similares ao da DBO.

Figura 41: Lavagem superficial da DBO durante a simulação do evento de 78 mm com 100% da área impermeabilizada tratada (a) 1h30min de simulação; (b) 4h da simulação.

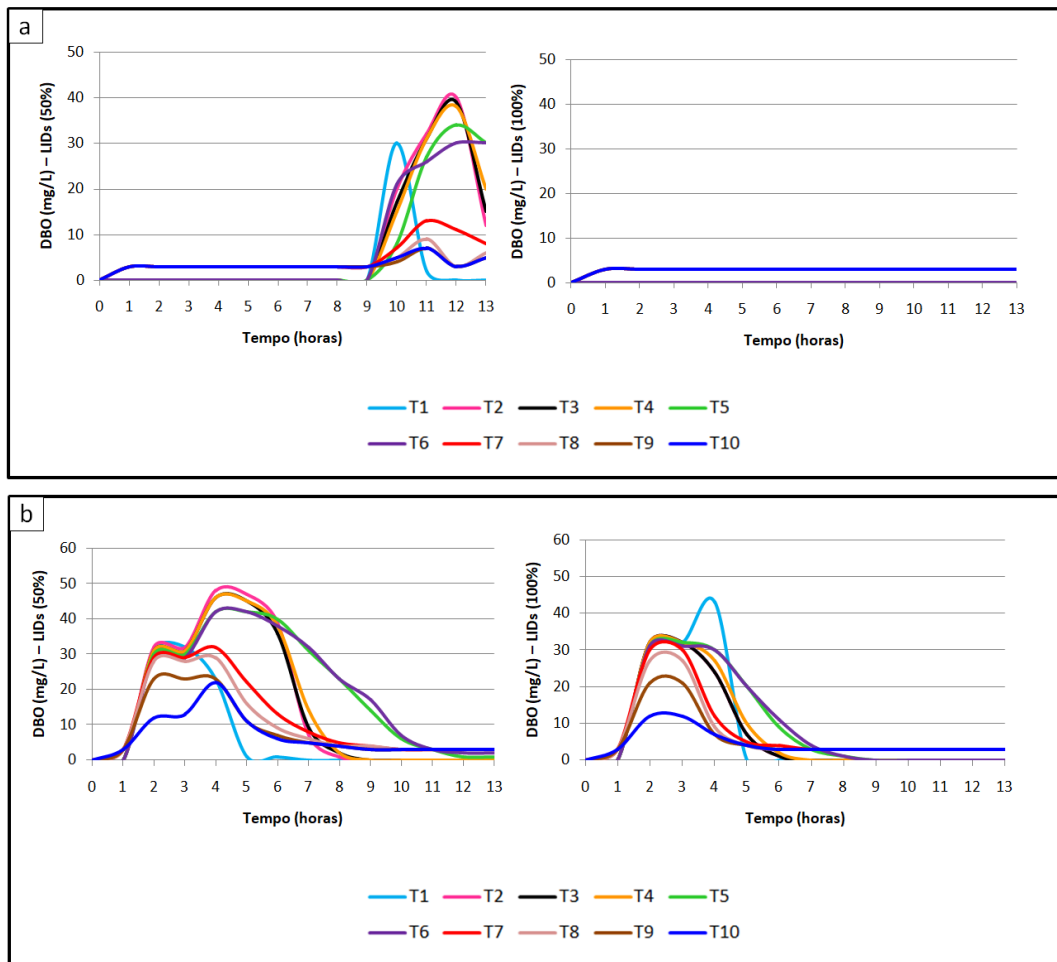


No que diz respeito à qualidade da água nos trechos do riacho, os gráficos da Figura 42a ilustram o comportamento da DBO durante as simulações do evento de 3,4 mm com aplicação das medidas LIDs. No cenário com tratamento de 50% da área impermeabilizada, as concentrações de DBO descarregadas no riacho variaram entre 3 e 40 mg/L, quando finalizado o evento de precipitação, após 9h de simulação. Apenas a aplicação de LIDs com 100% de tratamento da área impermeabilizada foi suficiente para manter durante toda a

simulação as concentrações de DBO em 0 mg/L nos trechos de T1 a T6 e 3 mg/L nos trechos de T7 a T10.

A Figura 42b representa as concentrações de DBO nos trechos do riacho durante o evento de 78 mm e com adoção das medidas LIDs. No fim das simulações com 50% e 100% de tratamento da área impermeabilizada, ocorreu a redução das cargas de DBO em todos os trechos. Pode-se afirmar que o maior volume precipitado contribuiu para a diluição das cargas de matéria orgânica e proporcionou um melhor tratamento das águas de drenagem pelos dispositivos LIDs implantados nas sub-bacias.

Figura 42: Comportamento da DBO após aplicação das medidas LIDs (a) evento de 3,4 mm e (b) evento de 78 mm.



Nota: LIDs (50%) – tratamento de 50% da área impermeabilizada; LIDs (100%) – tratamento de 100% da área impermeabilizada.

5.4.4. Análise comparativa dos cenários com e sem LIDs

As simulações do terceiro cenário mostraram que a adoção das medidas LIDs estruturais foram capazes de minimizar a poluição das águas do riacho durante o período chuvoso. A Tabela 32 apresenta os valores das concentrações dos indicadores nos trechos de T1 a T10 depois de finalizadas as simulações dos eventos de 3,4 mm e 78 mm, com e sem a aplicação das medidas sustentáveis.

Para ambos os eventos simulados com tratamento de 100% da área impermeabilizada sem LIDs, as concentrações finais de DBO e FT foram inferiores aos valores padrões desses indicadores exigidos pela Resolução CONAMA 357/2005 nas classes das águas doces e salobras. É possível afirmar que ocorreu a redução das concentrações de DQO, que apresentou grande quantidade lixiviada nas simulações sem as medidas LIDs.

Nos trechos de T7 a T10 as concentrações de NA se mantiveram elevadas nos cenários com e sem a aplicação das LIDs. Esse comportamento ocorreu, provavelmente, devido à presença desse indicador em fertilizantes utilizados na agricultura e que são carregados para o riacho durante o escoamento das águas pluviais na sub-bacia C9.

No geral, os pavimentos permeáveis e a biorretenção apresentaram maior eficiência em eventos de precipitação de maior intensidade e, conseqüentemente, com maior diluição das cargas poluidoras, resultado similar ao obtido por Gülbaz e Kazezyılmaz-Alhan (2018).

É importante destacar que, os trechos do riacho inseridos na sub-bacia C13 apresentaram baixas concentrações dos indicadores no fim das simulações dos cenários com e sem a adoção das medidas sustentáveis. Assim, pode-se concluir que esta área atua como uma unidade de tratamento natural das águas de drenagem do riacho, capaz de promover a autodepuração do corpo hídrico.

A partir da aplicação das técnicas LID foi possível reduzir o arraste de sedimentos que adentram o canal durante os eventos de precipitação e, conseqüentemente, reduziu-se a poluição das águas do Riacho das Piabas. É importante ressaltar que a interceptação das contribuições pontuais de esgoto também apresentou grande influência na melhoria da qualidade dessas águas. Camelo (2019) destaca a importância de investimentos na melhoria do sistema de drenagem urbana das cidades, com foco no controle da poluição pontual por meio do correto funcionamento do sistema separador absoluto e do tratamento de esgotos coletados.

Tabela 32: Concentrações dos indicadores no final das simulações dos eventos de 3,4 mm e 78 mm, com e sem a aplicação das medidas sustentáveis.

Concentração												
Evento 3,4 mm												
TRECHOS	DBO (mg/L)			DQO (mg/L)			FT (mgP/L)			NA (mgN/L)		
	0%	50%	100%	0%	50%	100%	0%	50%	100%	0%	50%	100%
T1	85	0	0	105	0	0	2,8	0	0	33	0	0
T2	100	12	0	109	35	0	4,2	1	0	40	4	0
T3	95	15	0	109	44	0	4	1	0	39	5	0
T4	66	20	0	73	58	0	3,5	1	0	23	6	0
T5	64	30	0	74	74	0	3,4	1,5	0	23	10	0
T6	56	30	0	72	72	0	3,1	2	0	21	10	0
T7	40	8	3	57	20	6	2,5	1	1	21	10	10
T8	29	6	3	44	14	6	2	1	1	23	15	15
T9	22	5	3	35	11	6	1,8	1	1	25	17	17
T10	21	5	3	34	10	6	1,8	1	1	25	17	17
Evento 78 mm												
TRECHOS	DBO (mg/L)			DQO (mg/L)			FT (mgP/L)			NA (mgN/L)		
	0%	50%	100%	0%	50%	100%	0%	50%	100%	0%	50%	100%
T1	90	0	0	140	0	0	4	0	0	35	0	0
T2	112	0	0	140	0	0	4,7	0	0	47	0	0
T3	112	0	0	136	0	0	4,5	0	0	46	0	0
T4	69	0	0	134	0	0	3,6	0	0	25	0	0
T5	68	1	0	128	2	0	3,6	0	0	24	0	0
T6	59	2	0	161	2	0	3	0	0	23	10	0
T7	44	3	3	161	6	6	2	1	1	19	9	10
T8	42	3	3	161	6	6	2,5	1	1	20	17	13
T9	34	3	3	129	6	6	2	1	1	19	17	13
T10	28	3	3	71	6	6	2	1	1	19	17	13

Nota: 0% - sem LIDs; 50% - com LIDs e tratamento de 50% da área impermeabilizada; 100% - com LIDs e tratamento de 100% da área impermeabilizada.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1. Conclusões

No sistema de drenagem da área de estudo foram verificados pontos de lançamento de esgoto, presença de resíduos sólidos e problemas de manutenção dos seus elementos. Os altos índices de urbanização e impermeabilização do solo promovem alagamentos em eventos extremos de precipitação e poluição das águas do riacho.

Através da análise das vazões do canal e das contribuições de esgoto, foi verificada a relevância das características do uso e ocupação do solo no processo de drenagem, pois os dados coletados seguiram o mesmo padrão dos períodos seco e chuvoso.

Nos períodos analisados, a qualidade da água em todos os pontos amostrais apresentou características similares às de esgoto doméstico, o que representa riscos à saúde da população residente nas proximidades do canal. O comportamento dos poluentes mostrou que as maiores concentrações ocorreram durante o período seco e que P5 foi o ponto mais poluído, o que pode ser explicado pela grande quantidade de resíduos sólidos encontrados continuamente nesse local.

No cenário 1 o modelo SWMM demonstrou que a propagação de fluxo do escoamento resulta no aumento das concentrações dos poluentes ao longo do canal e que os esgotos domésticos chegam a representar a quase totalidade da vazão do riacho no período seco.

O cenário 2 mostrou que precipitações de grandes volumes, na faixa de 63,4 a 78 mm, diluem as concentrações dos poluentes nas águas de drenagem, mas não promovem uma redução significativa nas mesmas devido às contribuições pontuais de esgoto.

Na aplicação das medidas LIDs, cenário 3, a biorretenção e os pavimentos permeáveis contribuíram para redução da carga poluente no escoamento superficial, promovendo assim o controle da poluição difusa das águas, e a interceptação das contribuições de esgoto se mostrou uma medida importante para minimizar a poluição pontual no riacho.

Entre todos os cenários simulados o cenário 3 foi mais eficiente na redução da poluição no canal. Nesse contexto, pode ser constatado que os dispositivos LIDs mostraram eficácia na remoção de poluentes em precipitações de maior intensidade, quando projetados e aplicados no tratamento de toda área impermeabilizada das sub-bacias.

Para melhoria da qualidade das águas de drenagem do Riacho das Piabas, concomitantemente com as medidas estruturais utilizadas no cenário 3 é importante a adoção das LIDs não estruturais, a exemplo da educação ambiental da população.

6.2. Recomendações

- Uso de um medidor de vazão automático para obtenção das vazões durante todo o evento de precipitação;
- Utilização de amostradores automáticos para coletar as primeiras amostras dos eventos de precipitação, a fim de avaliar a lavagem inicial das cargas poluentes das sub-bacias;
- Simular outros cenários de impermeabilização do solo e dispositivos LIDs, considerando as áreas com riscos de inundação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **16416 de 2015: Pavimentos permeáveis de concreto - Requisitos e procedimentos**. Rio de Janeiro, 2015.

ABCP – Associação Brasileira de Cimento Portland. **Projeto Técnico: Pavimento Permeável. FIB - Fábrica de Ideias Brasileiras**. São Paulo, 2013.

ACIOLI, L. A. **Estudo experimental de pavimentos permeáveis para o controle do escoamento superficial na fonte**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

AHIABLAME, L. M; ENGEL, B. A.; CHAUBEY, I. **Effectiveness of low impact development practices: literature review and suggestions for future research**. *Water, Air, & Soil Pollution*. Volume 223. Issue 7, 2012. p. 4253 – 4273.

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

ALVES, P. B. R. **Simulações de medidas compensatórias sustentáveis de drenagem: propostas em duas microbacias urbanas**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

APHA, AWWA, WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed., Washington, D.C: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2012.

ARAGÃO, R.; FIGUEIREDO, E. E.; SRINIVASAN, V. S.; GOIS, R. S. S. **Chuvvas 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.

BAPTISTA, M.; NASCIMENTO, N.; BARRAUD, S. **Técnicas compensatórias em drenagem urbana**. 2 ed. Porto Alegre: ABRH, 2015.

BRAGA, R. M. B. **Estudo da remoção de poluentes de águas de drenagem urbana por um dispositivo de biorretenção**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2017.

BRASIL. **Lei Federal n. 9433, de 08 de janeiro de 1997**. Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília/DF: Ministério do Meio Ambiente. 1997. 33p.

BRASIL. **Lei Federal n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, Brasília.

BRASIL (2010). **Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010**. Regulamenta a Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências, Brasília.

BRASIL. **Programa Drenagem Urbana Sustentável**. Ministério das Cidades. 2006. Manual para apresentação de propostas. 23 p. 2006.

CABRAL JÚNIOR, J. B. **Comparação de dados diários de evapotranspiração de referência estimados pelos métodos de Penman-Monteith e tanque classe A, para Campina Grande- PB.** 2014. 75 p. Trabalho de conclusão de curso de especialização (GeoAmbiência e Recursos Hídricos do Semiárido) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, Alterada pela Resolução nº 410 de 04 de maio de 2009 e pela 430 de 13 de maio de 2011, do CONAMA. Brasília, DF.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357 de 17 de março de 2005, do CONAMA. Brasília, DF.

CAMELO, S. M. **Modelagem da poluição difusa em sistemas de macrodrenagem de bacias urbanas.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, Brasil, 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, 2014.

CAMPANA, N. A.; BERNARDES, R. S. **Qualidade do escoamento na rede de drenagem pluvial urbana: a situação de Brasília-DF.** REGA. Vol. 7, n. 2, p. 53-65, Jul./Dez, 2010.

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 de Mestrado. USP, São Carlos, 2009.

CRUZ, M. A. S.; SOUZA, C.F; TUCCI, C. E. M. **Controle da drenagem urbana no Brasil: avanços e mecanismos para sua sustentabilidade.** In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo-SP, 2007.

DANIEL JÚNIOR, J. J. **Avaliação de uma biorretenção como estrutura sustentável de drenagem urbana.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

ELLIOTT, A. H.; TROWSDALE, S. A. **A review of models for low impact urban stormwater drainage.** Environmental Modelling & Software. Vol. 22. Issue 3, 2007. p. 394 – 405.

FERREIRA, F. P. **Modelagem computacional com aplicação de técnicas de desenvolvimento de baixo impacto na bacia urbana do riacho Moxotó na cidade de Recife/PE.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

FREIRE, J. R. P. **Análise do Sistema Separador Absoluto no Âmbito da Drenagem Pluvial da Cidade de Campina Grande - Estudo de Caso do Canal das Piabas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

GIRÃO, L. F. de O.; SIMÕES, N. E. da C.; MARQUES, J. A. A. de S.; LEITÃO, J. P. C.; PINA, R. D. **Modelação hidráulica e de qualidade da água dos sistemas de drenagem em meios urbanos**. Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 22. Issue 1, 2017. p. 351 – 360.

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

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

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

IBGE – **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. (2018). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>.

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

KNAPIK, H. G.; FERNANDES, C. V. S.; BASSANESI, K. **Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 16, n.2 - Abr/Jun 2011, 75-88.

LOURENÇO, R. **Sistemas urbanos de drenagem sustentáveis**. Dissertação de Mestrado. Instituto Politécnico de Coimbra, Coimbra, 2014.

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.

MARTINS, R. G. **Modelagem da Carga de Poluição Difusa em Escala de Bacia com Valores De Concentração Média por Evento a Partir de Dados de uma Rede De Monitoramento Local**. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

MENEZES FILHO, F. C. M. **Otimização de reservatórios de detenção para controle da qualidade das águas pluviais**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5ª.ed. Porto Alegre, McGraw - Hill, 2016.

METROPOLITAN COUNCIL. Minnesota Urban Small Sites – BMP. **Manual: Stormwater Best Management Practices for Cold Climates**. St. Paul, MN, 2001.

MIGUEZ, M. G.; VERÓL, A. P.; REZENDE, O. M. **Drenagem urbana: do projeto tradicional à sustentabilidade**. 1 ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2016.

MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY. **Minnesota Stormwater Manual: Design criteria for bioretention**. Disponível em: https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php?title=Design_criteria_for_bioretention. Acesso em: jan, 2020.

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

NÓBREGA, P. V. de M. **Análise do sistema de drenagem de Campina Grande/PB para proteção de áreas de risco de inundação**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2012.

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

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, volume 2, nº 1, p 108-112. Guarapuava-PR, 2009.

PALLA, A.; GNECCO, I. **Hydrologic modeling of low impact development systems at the urban catchment scale**. Journal of Hydrology. Vol. 528. 2015. p. 361 – 368.

PEHOVAZ, R. P. A. **Avaliação experimental e teórica da qualidade da água de bacias urbanas com base na ecoidrologia**. 2010. 218p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

PGDER. Prince George's County Department of Environmental Resources. **Manual of Bioretention**. Division of Environmental Management, Watershed Protection Branch. Landover, MD, 2007.

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

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

REZENDE, O. M. **Avaliação de medidas de controle de inundações em um Plano de Manejo Sustentável de águas pluviais aplicado à Baixada Fluminense**. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), 2010.

RIGHETTO, A.M.; MOREIRA, L.F.F.; SALES, T.E.A. **Manejo de águas pluviais urbanas**. PROSAB 5. Rio de Janeiro: ABES. 396p, 2009.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model, User's Manual Version 5.1**. 2015. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH45268. September 2015.

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, J. P. **Estudos preliminares para a implantação de trincheiras de infiltração**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília – DF, 2007.

SILVA, M. M. P.; OLIVEIRA, N. F.; CAVALCANTI, N. B. **Probabilidade de ocorrência de dias secos e chuvosos**. Boletim Instituto Nacional de Meteorologia. 146:51-90, 1981.

SOUSA, V; G. **Diagnóstico e prognóstico socioeconômico e ambiental das nascentes do Riacho das Piabas (PB)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Campina Grande, 2010.

SOUZA, F. S.; CRUZ, M. A. S., TUCCI, C. E. **Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto: Planejamento e Tecnologias Verdes para a Sustentabilidade das Águas Urbanas**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Vol. 11. Porto Alegre - RS, 2012. p. 1 – 10.

SOUZA, F.P. **Monitoramento e modelagem hidrológica da sub-bacia do Lago Paranoá - Brasília/DF - e avaliação de bacias de detenção**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2014.

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

TUCCI, C. E. M. **Gestão das águas pluviais urbanas**. Ministério das Cidades/Global Water Partnership - Brasília: UNESCO, 2005, 269p.

TUCCI, C. E. M. **Regulamentação da drenagem urbana no Brasil**. REGA – Revista de Gestão de Água da América Latina 13 (1), 2016, p. 29 - 42.

U. S. Department of Housing and Urban Development. **The Practice of Low Impact Development**. Washington D.C. July, 2003.

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

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

WOODS - BALLARD, B. W., KELLAGHER, R., MARTIN, P., JEFFERIES, C., BRAY, R., & SHAFFER, P. **The SUDS Manual**. CIRIA- Construction Industry Research and Information Association, Londres: 2007.

WOODS-BALLARD, B.; WILSON, S.; UDALE-CLARKE, H.; ILLMAN, S; SCOTT, T.; ASHLEY, R.; KELLAGHER, R. **The SuDS Manual**. Londres: CIRIA, 2015.

YANG, Y.S.; WANG, L. **A review of modeling tools for implementation of the EU water framework directive in handling diffuse water pollution**. Water Resource Management. n. 24. p.1819-1843. DOI 10.1007/s11269-009-9526-y, 2009.

ZAFFANI, A. G. **Poluição Difusa da Drenagem Urbana com Base Ecohidrológica: Diagnóstico Atual e Cenários de Longo Prazo em Bacias Urbanas de São Carlos, SP**. 2012. 174 p. Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.

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.

ZANANDREA, F. **Avaliação de Técnicas de Baixo Impacto no Controle de Impactos Hidrológicos em uma Bacia Urbana em Consolidação.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do RioGrande do Sul, Porto Alegre, 2016.

ZOPPOU, C., (2001). **Review of Urban Storm Water Models.** *Environmental Modelling & Software*, Volume 16, Issue 3, abril 2001, p. 195–231.

ANEXO A

Coleta	Data	Precipitação	EVT ₀	Período	Dias antecedentes sem chuva
1	27/03/2019	3,90	4,00	Seco	11
2	03/04/2019	0,00	3,50	Seco	1
3	17/04/2019	0,00	3,50	Seco	1
4	24/04/2019	7,10	3,50	Chuvoso	1
5	03/05/2019	0,00	3,00	Seco	0
6	08/05/2019	10,40	3,00	Chuvoso	5
7	15/05/2019	0,00	3,00	Seco	6
8	22/05/2019	1,60	3,00	Seco	0
9	29/05/2019	0,00	3,00	Seco	7
10	05/06/2019	1,20	2,50	Seco	14
11	12/06/2019	0,00	2,50	Seco	21
12	26/06/2019	0,00	2,50	Seco	0
13	03/07/2019	0,00	2,50	Seco	1
14	10/07/2019	0,00	2,50	Seco	8
15	17/07/2019	0,00	2,50	Seco	1
16	24/07/2019	23,60	2,50	Chuvoso	0
17	31/07/2019	7,30	2,50	Chuvoso	1
18	07/08/2019	8,20	3,50	Chuvoso	0
19	14/08/2019	14,30	3,50	Chuvoso	6
20	21/08/2019	0,00	3,50	Seco	1
21	28/08/2019	0,50	3,50	Seco	8
22	04/09/2019	0,00	3,50	Seco	1
23	11/09/2019	0,00	3,50	Seco	8
24	18/09/2019	4,50	3,50	Chuvoso	3
25	25/09/2019	0,00	3,50	Seco	1
26	09/10/2019	0,00	4,00	Seco	15
27	17/10/2019	0,00	4,00	Seco	2
28	22/10/2019	0,00	4,00	Seco	0
29	30/10/2019	0,00	4,00	Seco	8
30	06/11/2019	0,20	4,50	Seco	15

ANEXO B

Sub-bacia	Perímetro (m)	Área (m ²)	Área (ha)	Declividade média (%)	Áreas impermeáveis (%)	Kc	Le (m)	W(m)
C1	16.560	6.399.941	639,99	9,76	1,96	1,8466	868,64	7.367,78
C2	9.140	1.522.909	152,29	13,56	15,31	2,0893	364,34	4.179,88
C3	9.000	2.236.714	223,67	12,99	24,83	1,6976	572,79	3.904,92
C4	4.580	783.405	78,34	10,21	83,97	1,4597	421,40	1.859,06
C5	6.100	1.117.907	111,79	8,42	97,04	1,6275	428,88	2.606,56
C6	5.400	702.104	70,21	8,89	91,61	1,818	293,46	2.392,47
C7	3.879	580.266	58,03	5,75	98,16	1,4368	371,93	1.560,14
C8	4.944	846.956	84,70	4,07	94,56	1,5156	413,60	2.047,78
C9	18.900	8.641.856	864,19	11,7	4,29	1,8137	1.032,69	8.368,30
C13	28.440	1.158.376	115,84	10,97	1,19	2,3573	276,18	4.194,24