



**UNIVERSIDADE DE PERNAMBUCO**  
**ESCOLA POLITÉCNICA DE PERNAMBUCO**  
**Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil**

**KÁSSIA CARNEIRO DA SILVA SANTANA**

**SIMULAÇÃO DO USO DE BIOVALETAS PARA RETARDAR O**  
**ESCOAMENTO SUPERFICIAL**

Recife, PE  
2023



**UNIVERSIDADE DE PERNAMBUCO  
ESCOLA POLITÉCNICA DE PERNAMBUCO  
Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil**

**KÁSSIA CARNEIRO DA SILVA SANTANA**

**SIMULAÇÃO DO USO DE BIOVALETAS PARA RETARDAR O  
ESCOAMENTO SUPERFICIAL**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Escola Politécnica de Pernambuco da Universidade de Pernambuco como pré-requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Construção Civil

Orientador: Prof. Dr. Willames de Albuquerque Soares

Recife, PE  
2023

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
Universidade de Pernambuco

S232s Santana, Kássia Carneiro da Silva  
Simulação do uso de biovaletas para retardar o escoamento superficial. / Kássia Carneiro da Silva Santana. – Recife: UPE, Escola Politécnica, 2023.

166 f. il.

Orientador: Prof. Dr. Willames de Albuquerque Soares

Dissertação (Mestrado – Construção Civil). Universidade de Pernambuco, Escola Politécnica de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2023.

1. Biovaletas. 2. Escoamento Superficial. 3. LID. 4. SWMM. I. Construção Civil - Dissertação. II. Soares, Willames de Albuquerque (orient.). III. Universidade de Pernambuco, Escola Politécnica, Mestrado em Construção Civil. IV. Título.

CDD: 690.028

**KASSIA CARNEIRO DA SILVA SANTANA**

**SIMULAÇÃO DO USO DE BIOVALETAS PARA RETARDAR O  
ESCOAMENTO SUPERFICIAL**

**BANCA EXAMINADORA:**

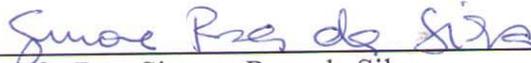
**Orientador(a)**



---

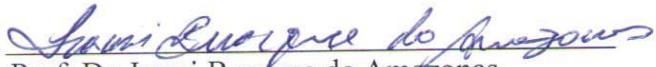
Prof. Dr. Willames de Albuquerque Soares  
Universidade de Pernambuco

**Examinadores(as)**



---

Profa. Dra. Simone Rosa da Silva  
Universidade de Pernambuco



---

Prof. Dr. Irami Buarque do Amazonas  
Universidade de Pernambuco

## AGRADECIMENTOS

Sinto-me muito grata neste momento e gostaria de registrar e agradecer a todos que colaboraram para a finalização de mais um ciclo em minha vida, que está sendo materializado com essa pesquisa. Em primeiro lugar, agradeço ao Deus Todo-Poderoso por ter me ajudado a chegar até aqui, diante de tantas dificuldades que me ocorreram nesta caminhada.

Em segundo, agradeço ao meu marido Renato por não me deixar desistir, aos meus familiares e em especial à minha mãe Edna Carneiro que muito tem me encorajado no dia a dia.

Em terceiro, ao meu orientador, Prof. Dr. Willames de Albuquerque Soares, pelas orientações e paciência ao longo dessa jornada. Ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PEC) da Escola Politécnica de Pernambuco (POLI), juntamente com todos os seus professores que têm recebido seus discentes de braços abertos e que contribuíram para o meu aperfeiçoamento com seus ensinamentos, experiências e exemplos, e em especial à D. Lúcia pela presteza e paciência.

Aos professores convidados: Prof. Dr. Irami Buarque e a Prof(a). Dra. Simone Rosa pelas contribuições que enriqueceram esse trabalho.

Ao Dr. Pedro Oliveira da Silva, da Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana (EMLURB) que me deu suporte para obtenção de alguns dados.

As amigas que construí durante esse período (Gisellia, Ceça e Angélica) e ao meu “Help Desk” Rayssa Siqueira pelo “socorro” quanto ao uso do modelo. E por fim, agradeço imensamente a todos que de maneira direta ou indiretamente contribuíram para o desenvolvimento desse trabalho.

Muito Obrigada!

## **EPÍGRAFE**

“Em todas as coisas, porém, somos mais que vencedores” Bíblia Sagrada (Romanos 8:37).

## RESUMO

O crescimento urbano desordenado, associado ao aumento de áreas impermeáveis do solo, tem contribuído para a formação de superfícies alagadas nas cidades, quando da ocorrência de eventos pluviométricos extremos, ocasionando também o aumento do volume de escoamento superficial, causando contratempos para seus usuários. O manejo das águas pluviais urbanas deve ser uma constante na busca por atenuação das áreas alagáveis dos centros urbanos. Nesse contexto, a presente pesquisa teve como objetivo analisar o uso de biovaleta como dispositivo de biorretenção na abordagem de Desenvolvimento de Baixo Impacto - Low Impact Development (LID) para retardar o escoamento superficial de áreas alagadas na cidade do Recife/PE. A abordagem LID busca equilibrar os processos hidrológicos na fonte geradora. Para isso, a metodologia empregada baseou-se no uso do modelo QGIS para extração de dados e confecção de mapas, a partir de imagem raster, no emprego do software Autocad 2023, para elaboração do desenho esquemático da biovaleta e na modelagem hidráulico-hidrológica Storm Water Management Model (SWMM) para simulação de cenários. A área de estudo encontra-se localizada na Praça Euclides da Cunha, no bairro da Madalena. De início foram realizados os ensaios de teor de umidade e infiltração de água no solo, baseado no Modelo de Horton, obtendo-se uma taxa de infiltração inicial de 83,168mm/h e final de 426,077mm/h e a fim de legitimar os dados alcançados foram efetuadas a análise estatística do desempenho do modelo e os testes estatísticos pertinentes. O controle LID se deu por meio da simulação módulos de biovaletas para três Cenários, sendo: Cenário 01 com precipitação de 20,20mm, Cenário 02 com precipitação de 39,00mm e Cenário 03 com 60,00mm, considerando-os com o controle LID e sem o controle LID. Os resultados apresentaram uma redução de 7,17% de área impermeável, um aumento da infiltração das águas pluviais de 26,56%, também uma redução no escoamento superficial de aproximadamente 8,88%, além da redução da lâmina de alagamento em 11,65%. O sistema de biorretenção, biovaletas, proporcionou uma infiltração média de 24,83mm na área onde foi simulada sua implantação. O uso da abordagem LID é mais bem evidenciada quando implantada em conjunto a vários tipos de dispositivos sustentáveis, pois lhe assegura resultados mais notáveis, contudo esta pesquisa pode comprovar a redução do escoamento superficial da área de estudo, por meio do modelo SWMM.

**Palavras-chave:** Biovaletas. Escoamento superficial. LID. SWMM.

## ABSTRACT

The disorderly urban growth, associated with the increase in impermeable areas of the soil, has contributed to the formation of flooded surfaces in cities, when extreme rainfall events occur, also causing an increase in the volume of surface runoff, causing setbacks for its users. The management of urban rainwater must be a constant in the search for mitigation of floodable areas in urban centers. In this context, the present research aimed to analyze the use of a bioretention device as a bioretention device in the Low Impact Development (LID) approach to delay the runoff of flooded areas in the city of Recife/PE. The LID approach seeks to balance the hydrological processes at the generating source. For this, the methodology employed was based on the use of the QGIS model for extracting data and making maps from raster images, using Autocad 2023 software to prepare the schematic design of the biovalet and Storm hydraulic-hydrological modeling. Water Management Model (SWMM) for scenario simulation. The study area is located at Praça Euclides da Cunha, in the Madalena neighborhood. At first, tests of moisture content and water infiltration into the soil were carried out, based on the Horton Model, obtaining an initial infiltration rate of 83,168mm/h and a final one of 426,077mm/h. statistical analysis of model performance and relevant statistical tests. The LID control was carried out through the simulation of bioditch modules for three Scenarios, namely: Scenario 01 with precipitation of 20.20mm, Scenario 02 with precipitation of 39.00mm and Scenario 03 with 60.00mm, considering them with the LID control and without the LID control. The results showed a reduction of 7.17% in the impermeable area, an increase in the infiltration of rainwater by 26.56%, also a reduction in surface runoff of approximately 8.88%, in addition to the reduction of the flooding depth by 11.65%. The bioretention system, biovaletas, provided an average infiltration of 24.83mm in the area where its implantation was simulated. The use of the LID approach is better evidenced when implemented in conjunction with various types of sustainable devices, as it ensures more remarkable results. However, this research can prove the reduction of surface runoff in the study area, through the SWMM model.

**Keywords:** Biovalleys. Surface runoff. LID. SWMM.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ilustração das alterações do ciclo hidrológico decorrentes da urbanização.....	26
Figura 2 - Comparação entre os hidrogramas de uma bacia urbana e uma bacia natural .....	27
Figura 3 - Fluxograma do efeito da urbanização .....	27
Figura 4 - Mapa de urbanização da Cidade do Recife.....	29
Figura 5 - Perfil de umidade no processo de infiltração.....	32
Figura 6 - Representação do gráfico da taxa de infiltração x tempo .....	33
Figura 7 - Desenho esquemático de Infiltrômetro InfiAsper .....	34
Figura 8 - Desenho esquemático do infiltrômetro de tensão .....	35
Figura 9 - Desenho esquemático do infiltrômetro de pressão .....	36
Figura 10 - Desenho esquemático do infiltrômetro de anéis concêntricos.....	36
Figura 11 - Desenho esquemático da curva de infiltração do modelo de Horton .....	39
Figura 12 - Bases do SUDS.....	46
Figura 13 - Propriedades do LID.....	48
Figura 14 - Diagrama de uma cidade de ruas estreitas com o LID .....	49
Figura 15 - Diagrama LID de vias verdes .....	50
Figura 16 - Diagrama de Controle LID .....	51
Figura 17 - Representação de controle LID.....	52
Figura 18 - Trincheira de infiltração.....	55
Figura 19 - Diagrama de jardim de chuva .....	56
Figura 20 - Diagrama esquemático de canteiro pluvial.....	57
Figura 21 - Diagrama de telhado verde .....	58
Figura 22 - Parque linear do Kartódromo – SP .....	58
Figura 23 - Diagrama de uma biovaleta .....	59
Figura 24 - Biovaleta pluvial na faixa de serviço da calçada .....	62
Figura 25 - Passos para calibração .....	73
Figura 26 - Objetos de modelagem do SWMM .....	74
Figura 27 - Gráfico de curva de maré.....	77
Figura 28 - Correção dos níveis no Porto da Cidade do Recife .....	77
Figura 29 - Fluxograma das etapas metodológicas .....	79
Figura 30 - Mapas de localização .....	80
Figura 31 - Bacia hidrográfica do rio Capibaribe e bairro da Madalena.....	80
Figura 32 - Pontos críticos de alagamentos .....	81

Figura 33 - Dispositivos de microdrenagem existentes.....	82
Figura 34 - Dispositivos de microdrenagem existentes danificados/obstruídos .....	83
Figura 35 - Praça Euclides da Cunha.....	84
Figura 36 - Pontos do ensaio de infiltração .....	85
Figura 37 - Ensaio de infiltração – <b>A</b> : cravação e nivelamento dos anéis; <b>B</b> : isolamento anel interno;.....	86
Figura 38 - Amostras de solo – <b>A</b> : escavação para coleta; <b>B</b> : paisagem;.....	87
Figura 39 - Módulos do SWMM .....	91
Figura 40 - Configuração dos processos físicos do modelo .....	91
Figura 41 - Definição do modelo de infiltração .....	92
Figura 42 - Modelo Digital do Terreno – MDT .....	93
Figura 43 - Imagem tridimensional do relevo .....	94
Figura 44 - Mapa de curvas de nível .....	94
Figura 45 - Delimitação das sub-bacias.....	95
Figura 46 - Mapa de uso e ocupação do solo .....	96
Figura 47 - Distribuição espacial das estações pluviométricas do Recife.....	101
Figura 48 - Precipitação do evento de Calibração.....	103
Figura 49 - Tábua de maré do evento da Calibração.....	103
Figura 50 - Imagens do evento da Calibração – Sentido contrário ao fluxo de veículos da Rua Benfica.....	104
Figura 51 - Imagens do evento da Calibração - Sentido do fluxo de veículos da Rua Benfica .....	104
Figura 52 - Precipitação do evento da Validação .....	105
Figura 53 - Altura de maré do evento da Validação.....	105
Figura 54 - Imagens do evento da Validação – <b>A</b> : Rua Benfica/Praça Euclides da Cunha; ..	106
Figura 55 - Precipitação do Cenário 1 .....	108
Figura 56 - Altura de maré para o Cenário 1 .....	108
Figura 57 - Precipitação do Cenário 2 .....	109
Figura 58 - Altura de maré do Cenário 2.....	109
Figura 59 - Precipitação do Cenário 3 .....	110
Figura 60 - Altura de maré do Cenário 3.....	110
Figura 61 - Demarcação das áreas onde foram simuladas as biovaletas .....	112
Figura 62 - Vista esquemática do módulo da biovaleta.....	112
Figura 63 - Vista esquemática de uma biovaleta – <b>A</b> : vista do módulo isolado; <b>B</b> : vista do	

módulo implantado na praça.....	113
Figura 64 - Taxa de Infiltração - valores medidos x valores ajustados – Ponto 01.....	116
Figura 65 - Taxa de Infiltração - valores medidos x valores ajustados – Ponto 02.....	117
Figura 66 - Taxa de Infiltração - valores medidos x valores ajustados - Ponto 3 .....	119
Figura 67 - <b>A:</b> Curva da taxa de infiltração; <b>B:</b> Infiltração acumulada - Ponto 01 .....	124
Figura 68 - <b>A:</b> Curva da taxa de infiltração; <b>B:</b> Infiltração acumulada - Ponto 02.....	125
Figura 69 - <b>A:</b> Curva da taxa de infiltração; <b>B:</b> Infiltração acumulada - Ponto 03 .....	125
Figura 70 - Gráfico da taxa de infiltração final .....	126
Figura 71 - Infiltração acumulada final .....	127
Figura 72 - Diagrama da rede de microdrenagem no modelo .....	132
Figura 73 - Maré x Precipitação – Evento da Calibração.....	133
Figura 74 - Representação da área alagada do evento de calibração.....	133
Figura 75 - Vazão N1 – Calibração .....	134
Figura 76 - Gráfico vazão x infiltração nó N1.....	135
Figura 77 - Maré x Precipitação – Evento de Validação.....	135
Figura 78 - Área alagada - Evento Validação.....	136
Figura 79 - Vazão no N1 .....	137
Figura 80 - Gráfico vazão x infiltração nó N1.....	137
Figura 81 - Precipitação x curva de maré do Cenário 1 .....	138
Figura 82 - Precipitação x curva de maré do Cenário 2 .....	139
Figura 83 - Precipitação x curva de maré do Cenário 3 .....	140

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Intensidade de chuvas a partir da equação IDF de Recife.....	99
Tabela 2 - Classificação da intensidade da chuva .....	102
Tabela 3 - Valores de infiltração medidos e calculados - Ponto 01 .....	116
Tabela 4 - Valores de infiltração medidos e calculados - Ponto 02 .....	117
Tabela 5 - Valores de infiltração medidos e calculados - Ponto 03 .....	118
Tabela 6 - Resultados dos parâmetros da análise de desempenho do modelo de infiltração de Horton.....	119
Tabela 7 - Resultado Teste de Shapiro-Wilk.....	121
Tabela 8 - Resultado Teste de Correlação de Pearson.....	122
Tabela 9 - Estatística Descritiva .....	122
Tabela 10 - Teste t amostras emparelhadas .....	123
Tabela 11 - Parâmetros do modelo de Horton.....	124
Tabela 12 - Parâmetros médios da equação de Horton .....	126
Tabela 13 - Teor de umidade inicial.....	128
Tabela 14 - Teor de umidade saturada.....	128
Tabela 15 - Análise estatística do teor de umidade .....	129
Tabela 16 - Dados de entrada das sub-bacias .....	130
Tabela 17 - Dados de entrada dos condutos .....	131
Tabela 18 - Aspectos da Calibração .....	134
Tabela 19 - Aspectos Validação .....	136
Tabela 20 - Comparação dos cenários sem o controle LID.....	140
Tabela 21 - Comparação entre os cenários com o controle LID .....	141
Tabela 22 - Comparação entre os Cenários .....	142
Tabela 23 - Comparação das vazões.....	142
Tabela 24 - Desempenho Biovaletas .....	142

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Modelos empíricos .....	37
Quadro 2 - Modelos teóricos .....	38
Quadro 3 - Legislações sustentáveis e manejo das águas pluviais no Brasil .....	63
Quadro 4 - Alguns modelos hidráulicos-hidrológicos.....	66
Quadro 5 - Tipos, características e finalidades dos modelos hidrológicos.....	68
Quadro 6 - Parâmetros de Entrada do SWMM.....	69
Quadro 7 - Dados da Tábua de Maré.....	76
Quadro 8 - Determinação dos parâmetros de entrada das sub-bacias .....	90
Quadro 9 - Classificação das pluviosidades simuladas nos Cenários .....	111
Quadro 10 - Parâmetros de entrada para o controle LID.....	111

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APP	Aplicativo
ASTM	American Society for Testing and material
BES	Bureau of Environmental Services
BMP	Best Management Practices
CEMADEN	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
CN	Curva-Número
DHN	Diretoria de Hidrografia e Navegação
DESA	Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais das Nações Unidas
EMEPA	Empresa Estadual de Pesquisa Agropecuária da Paraíba
EMLURB	Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana
EPA	Environmental Protection Agency
GI	Green Infrastructure
GNU	Licença Pública Geral
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	Intensidade-Duração-Frequência
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPHAN	Instituto do Patrimônio Histórico Nacional
ISO	International Organization for Standardization
JAHH	Junction Between Arya and Heitman and Haverkamp
LID	Low Impact Development
MMQ	Método dos mínimos quadrados
MDT	Modelo Digital de Terreno
NBR	Norma Brasileira
NBR ISO	International Organization for Standardization
NRCS	National Resources Conservation Service
ONU	Organização das Nações Unidas
OSGeo	Open Source Geospatial Foundation
PDDR	Plano Diretor de Drenagem da Cidade do Recife
PDE	Plano Diretor Estratégico
PE3D	Pernambuco Tridimensional
POLI	Escola Politécnica de Pernambuco
PV	Poço de visita
QGIS	Sistema de Informação Geográfica
RMR	Região Metropolitana do Recife
RPA	Região Político Administrativa
SB	Sub-bacia
SBCS	Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
SbN	Soluções Baseadas na Natureza
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SCS	Soil Conservation Service

SUDS	Sustainable Urban Drainage Systems
SWMM	Storm Water Management Model
UPE	Universidade de Pernambuco
UACDC	University of Arkansas Community Design Center
USA	Estados Unidos da América
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos
USP	Universidade de São Paulo
UTM	Universal Transversa de Mercator
WSUD	Water Sensitive Urban Design

## LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Descrição	Dimensão
$A$	Área de contribuição	[m <sup>2</sup> ]
$A'$	Área da sub-bacia	[km <sup>2</sup> ]
$A''$	Área da sub-bacia no modelo SWMM	[ha]
$AI$	Áreas impermeáveis	[%]
$AIQ$	Amplitude Interquartil	[-]
$Am$	Área molhada	[m <sup>2</sup> ]
$a, b, c$	Constantes	[-]
$a$	Altura máxima de maré	[m]
$B$	Largura da biovaleta	[m]
$C$	Coefficiente de escoamento superficial	[-]
$CE$	Chuva Extrema	[mm]
$Cf$	Chuva fraca	[mm]
$CF$	Chuva Forte	[mm]
$CM$	Chuva Moderada	[mm]
$Cmf$	Chuva muito fraca	[mm]
$CME$	Chuva Muito Extrema	[mm]
$CMF$	Chuva Muito Forte	[mm]
$CMR$	Coefficiente da Massa Residual	[mm]
$CV$	Coefficiente de Variação	[-]
$D$	Diâmetro	[m]
$D'$	Declividade	[%]
$EM$	Eficiência da Modelagem	[%]
$EMQ$	Erro Quadrático Médio	[%]
$f$	Taxa de infiltração no tempo da equação de Horton (1940)	[mm/h]
$fc$	Taxa de infiltração final da equação de Horton (1940)	[mm/h]
$fo$	Taxa de infiltração inicial da equação de Horton (1940)	[mm/h]
$h(t)$	Altura da maré em relação ao nível médio	[m]
$h$	Altura adotada entre preamar e baixamar	[m]
$I'$	Diferença de cota	[m/m]
$I$	Declividade	[m/m]
$i$	Intensidade máxima de chuva	[mm/h]
$i'$	Taxa de infiltração	[mm/h]
$Kc$	Coefficiente de compacidade	[-]
$K0$	Condutividade hidráulica	[mm. dia <sup>-1</sup> ]
$L'$	Comprimento da biovaleta	[m]
$L$	Largura média	[m]
$M$	Armazenamento potencial do solo acima da camada impermeável - Modelo de Holtan	[-]
$\bar{M}$	Média dos valores medidos	[-]
$M1$	Massa do solo úmido mais a massa do recipiente	[g]
$M2$	Massa do solo seco mais a massa do recipiente	[g]

<i>M3</i>	Massa do recipiente	[g]
<i>Mi</i>	Valores medidos	[-]
<i>N</i>	Quantidade de dados da amostra	[-]
<i>NI</i>	Coefficiente de Rugosidade Manning área impermeável	[m <sup>-1/3</sup> .s]
<i>NP</i>	Coefficiente de Rugosidade Manning área permeável	[m <sup>-1/3</sup> .s]
<i>NSE</i>	Eficiência de Nash-Sutcliffe	[-]
<i>NSME</i>	Nash-Sutcliffe	[-]
<i>n</i>	Coefficiente de rugosidade de Manning	[-]
<i>n'</i>	Parâmetro do modelo de Holtan	[-]
<i>P</i>	Perímetro	[m]
<i>PA</i>	Profundidade de Armazenamento em depressões - área permeável	[mm]
<i>PI</i>	Profundidade de Armazenamento em depressões - área impermeável	[mm]
<i>Q</i>	Vazão máxima	[m <sup>3</sup> /s]
<i>qs</i>	Vazão correspondente a 27l/s	[L/T]
<i>RD</i>	Razão do Desvio	[-]
<i>RH</i>	Raio hidráulico	[m]
<i>RMSE</i>	Raiz Quadrática de Erro Médio	[-]
<i>R<sup>2</sup></i>	Coefficiente de determinação	[-]
<i>S</i>	Parâmetro do modelo de Holtan	[-]
<i>SQE</i>	Soma Quadrado do Erro	[-]
<i>t</i>	Tempo duração da chuva	[min]
<i>t'</i>	Intervalo de tempo entre preamar e baixamar	[h]
<i>tc</i>	Tempo concentração	[min]
<i>Tr</i>	Tempo de retorno	[anos]
<i>V</i>	Volume acumulação da lâmina	[mm]
<i>y</i>	Determinação de altura de maré em qualquer instante após preamar	[m]
<i>y1</i>	Determinação de altura de maré em qualquer instante após baixamar	[m]
<i>W</i>	Teor de umidade gravimétrica	[%]
<i>β'</i>	Coefficiente de escoamento	[-]
<i>β</i>	Coefficiente de decaimento modelo de Horton	[-]
<i>Δ</i>	Delta	[-]
<i>Dρ</i>	Densidade do solo ou partículas	[g.cm <sup>-3</sup> ]
<i>η</i>	Porosidade da brita	[-]
<i>ψ0</i>	Potencial matricial inicial	[mm]
<i>ψf</i>	Potencial matricial final	[mm]
<i>α</i>	Parâmetro do modelo de Kostikov e Kostikov-Lewis	[-]
<i>μ</i>	Umidade gravimétrica	[cm <sup>3</sup> .cm <sup>-3</sup> ]
<i>θ</i>	Umidade volumétrica	[cm <sup>3</sup> .cm <sup>-3</sup> ]
<i>θs</i>	Umidade de saturação	[dm <sup>3</sup> .dm <sup>-3</sup> ]
<i>+∞</i>	Mais infinito	[-]

$-\infty$

Menos infinito

[-]

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>19</b>
<b>1.1 Justificativa da Pesquisa</b> .....	<b>21</b>
<b>1.2 Objetivos</b> .....	<b>23</b>
<i>1.2.1</i> <b>Objetivo Geral</b> .....	<b>23</b>
<i>1.2.2</i> <b>Objetivos Específicos</b> .....	<b>23</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>24</b>
<b>2.1 A expansão da Cidade do Recife e a drenagem urbana</b> .....	<b>24</b>
<b>2.2 Infiltração de água no solo</b> .....	<b>30</b>
<b>2.3 Teor de Umidade</b> .....	<b>42</b>
<b>2.4 Gerenciamento sustentável e integrado das águas pluviais</b> .....	<b>43</b>
<b>2.5 Microdrenagem e as metodologias sustentáveis</b> .....	<b>44</b>
<b>2.6 Técnicas sustentáveis utilizadas para retenção, infiltração e retardo</b> .....	<b>54</b>
<b>2.7 Legislação no Brasil quanto ao uso de técnicas sustentáveis</b> .....	<b>62</b>
<b>2.8 Modelagem hidráulico-hidrológica</b> .....	<b>65</b>
<i>2.8.1</i> <b>O modelo SWMM</b> .....	<b>68</b>
<i>2.8.2</i> <b>Calibração e Validação do SWMM</b> .....	<b>72</b>
<b>2.9 Curva de maré</b> .....	<b>75</b>
<b>2.10 Curvas de Nível</b> .....	<b>78</b>
<b>3. METODOLOGIA</b> .....	<b>79</b>
<b>3.1 Caracterização da Área de Estudos</b> .....	<b>79</b>
<b>3.2 Pontos Críticos de Alagamentos</b> .....	<b>81</b>
<b>3.3 Praça Euclides da Cunha</b> .....	<b>83</b>
<b>3.4 Ensaio de Infiltração</b> .....	<b>85</b>
<b>3.5 Determinação do teor de umidade</b> .....	<b>87</b>
<i>3.5.1</i> <b>Análise Estatística</b> .....	<b>88</b>
<b>3.6 Determinação dos parâmetros de entrada do SWMM</b> .....	<b>90</b>
<i>3.6.1</i> <b>Delimitação da área de estudos</b> .....	<b>93</b>
<i>3.6.2</i> <b>Uso e ocupação do solo</b> .....	<b>95</b>
<i>3.6.3</i> <b>Composição da rede drenagem para o modelo</b> .....	<b>96</b>
<i>3.6.4</i> <b>Dados Pluviométricos</b> .....	<b>101</b>
<b>3.7 Calibração e Validação do SWMM</b> .....	<b>102</b>
<b>3.8 Cenários e Controle LID</b> .....	<b>107</b>

<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>115</b>
<b>4.1 Taxa de Infiltração .....</b>	<b>115</b>
<b>4.2 Teor de Umidade .....</b>	<b>127</b>
<b>4.3 Dados de entrada e rede de drenagem no SWMM.....</b>	<b>129</b>
<b>4.4 Resultados da Calibração e Validação .....</b>	<b>132</b>
<b>4.5 Cenários.....</b>	<b>138</b>
<b>4.6 Comparação entre os Cenários .....</b>	<b>140</b>
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>144</b>
<b>6. SUGESTÕES DE PESQUISAS FUTURAS.....</b>	<b>145</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>146</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A urbanização é compreendida como sendo o crescimento populacional da cidade, considerando também o uso do solo, resultante da migração do meio rural para a metrópole. Esse crescimento é conceituado como dinâmico e complexo, pois altera o ambiente construído, os espaços verdes ainda existentes, e reflete na qualidade de vida dos usuários da cidade, promovendo impactos ambientais, socioculturais e econômicos negativos (BENINI, 2015; SAHANA, 2018).

Quanto maior o crescimento populacional de uma cidade, maior a área impermeável de seu solo e menor a sua qualidade ambiental, o que resulta em uma grande demanda por infraestruturas para atender à população, indo na contramão da proteção do meio ambiente, inclusive quanto ao uso do solo. Já as áreas permeáveis, têm se tornado cada vez mais escassas, devido ao crescente número de construções como habitação, escolas, centros de saúde, praças, calçadas, ruas e rodovias, promovendo diretamente a baixa permeabilidade para as glebas urbanas, ocasionando transtornos durante os períodos de chuvas (LIU; ENGEL; FENG, 2021; LI, et al., 2019).

Em 2019, a Organização das Nações Unidas (ONU), em comemoração ao Dia Mundial das Cidades, noticiou que a urbanização das cidades é um fenômeno mundial e irreversível, tendo como contribuição o desenvolvimento econômico e social delas. O Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais das Nações Unidas (DESA) mencionou que até o ano de 2050 mais de 2,5 bilhões da população mundial terá escolhido um centro urbano para moradia, agravando ainda mais a situação, e recomenda que os planejadores das cidades busquem soluções sustentáveis e uso de tecnologias limpas para amenizar os problemas urbanísticos e climáticos (ONU, 2019).

O planejamento urbano ordena o uso do solo e os componentes de suas infraestruturas, que são entendidos como sistema de transporte, sistema de água e saneamento, sistema de coleta e limpeza de resíduos sólidos, além do sistema de drenagem urbana. A ausência desse ordenamento tem ocasionado interferências em todos os sistemas de serviços públicos que compõe uma metrópole, implicando em produção de cidades insustentáveis e acarreta sérios impactos à sociedade, principalmente na ocorrência de eventos hidrológicos extremos (TUCCI,

2008).

Assim, com o avanço da urbanização, os alagamentos provindos de extremos de precipitações pluviométricas são potencializados onde a pavimentação é predominante. Uma vez que o crescimento de áreas impermeáveis do solo e a deficiência do sistema de drenagem urbana tradicional têm colaborado para formação de áreas alagáveis, gerando maiores demandas para o meio ambiente e sobrecarregando os serviços públicos de infraestrutura de saneamento básico, recomendados pela Lei nº 11.445/2007. Em busca de amenizar o aumento de áreas de baixa permeabilidade, deve-se atuar seguramente no planejamento urbano por meio de políticas de crescimento inteligente (ABASS, 2020; BRASIL, 2007).

Entretanto, o manejo das águas pluviais no Brasil está sob o comando das prefeituras municipais que muitas vezes carecem de técnicos qualificados e capacitados para gerir com eficiência o sistema de drenagem urbana, com enfoque nas bacias hidrográficas, fazendo uso de metodologias sustentáveis (ANA, 2017; BRASIL, 2020).

Porém, o crescimento urbano desordenado tem afetado não só o Brasil, mas também os países Europeus, Americanos e Asiáticos, comprometendo a sustentabilidade ambiental, social e econômica. Atualmente, tem-se pesquisado muito sobre técnicas ou métodos capazes de atenuar os alagamentos ou retardar o escoamento superficial nas cidades, gerenciando sustentavelmente suas águas pluviais. A exemplo disso podem-se citar o Sistema de Drenagem Urbana Sustentável (SUDS), as Melhores Práticas de Gestão e o Low Impact Development (LID), conhecido no Brasil como Desenvolvimento de Baixo Impacto, que por meio de dispositivos sustentáveis, conectados ou não à rede de drenagem existente, atuam como uma estratégia em busca de aprimorar o sistema de drenagem urbana (ADASA, 2018; GIELEN et al., 2018).

O LID busca relacionar as condições naturais hidrológicas, propiciando a infiltração e reduzindo o escoamento superficial que associado ao processo natural promove a conservação do meio ambiente, a partir do controle do escoamento na fonte (SHAFIQUE; KIM, 2017).

Ele tem sido utilizado como uma abordagem sustentável para o manejo das águas pluviais e nesse contexto, essa pesquisa visa reproduzir, por meio de simulação, o uso de biovaletas como método de drenagem sustentável, buscando reduzir o escoamento superficial analisando-a por meio de uma modelagem computacional que atue com a junção hidráulica e hidrológica.

Santana et al., (2022) menciona que a modelagem computacional, por intermédio de modelos matemáticos, procura representar os fenômenos da natureza e suas eventualidades reais em um sistema, a fim de pormenorizar o que ocorre no meio natural.

Para Christofolletti (1999) a modelagem hidráulica-hidrológica atua como sendo uma representação matemática de forma simplificada, onde reproduz a realidade, sendo possível reconstituir seus fenômenos por meio de desempenho do sistema ambiental, utilizando-se de algumas constantes matemáticas, alguns parâmetros e variáveis.

Na visão de Ahiablame; Engel; Chaubey (2012) ela dispõe de informações que possibilitam exceder e explorar as diferentes escalas espaciais e temporal, podendo ser de um evento isolado ou de uma série de precipitações.

Assim, diversos modelos hidráulicos-hidrológicos buscam a representação do escoamento superficial por meio da conversão em chuva-vazão. Dentre eles tem-se o SWMM que corresponde ao modelo de chuva-vazão largamente empregado para a modelagem hidráulica-hidrológica em bacias hidrográficas urbanas, buscando o gerenciamento de riscos de alagamentos a partir de simulações de cenários com uso de estratégias sustentáveis (GIRÃO et al., 2017; AHIABLAME; ENGEL; CHAUBEY, 2012).

## **1.1 Justificativa da Pesquisa**

No Brasil, cidades como São Paulo, Porto Alegre, Cuiabá, Salvador e Curitiba têm implementado metodologias sustentáveis para os seus sistemas de drenagem urbana, buscando amenizar os alagamentos diante de situações desafiadoras pelas quais elas têm sido submetidas quando ocorrem eventos extremos de pluviosidade (COLLODEL, 2009; SÃO PAULO, 2021; SILVA JÚNIOR, 2015; SILVEIRA et al., 2022).

A Cidade do Recife também tem procurado mitigar os transtornos oriundos das altas pluviosidades. A exemplo disso, pode-se citar a criação da Lei Municipal nº 18.112 de 12/01/2015 que obriga às novas construções, com mais de quatro pavimentos, a implementação de telhados verdes e a construção de reservatórios de retardo ou acúmulo (RECIFE, 2015), além

das muitas campanhas de educação ambiental promovidas nas escolas e para a sociedade.

Fato é que a rede de drenagem tradicional já não consegue dar conta da demanda urbana existente, seja por encontrar-se inadequada ou devido aos muitos resíduos sólidos lançados nas ruas. Por outro lado, a Cidade do Recife é banhada por quatro principais e grandes rios: o Capibaribe, o Tejipió, o Jiquiá e o Beberibe, além de seus afluentes, que durante os períodos de fortes chuvas, nos eventos de marés altas, têm colaborado para as ocorrências de alagamentos, e a ocupação de populações ribeirinhas nas margens dos rios têm contribuído para esses acontecimentos (RECIFE, 2016). A escolha desse município se deu por ser um “berço” de pesquisas acadêmicas para diversas Instituições de Ensino, o que enriquece bastante quanto à disponibilidade de dados na literatura para as pesquisas.

Vê-se que as transformações na configuração da cidade prosseguiram e ocorrem até os dias atuais. E, a fim de minimizar esses impactos, faz-se necessário pensar a cidade de modo integrado com as multidisciplinaridades que a envolve, por meio de ações sustentáveis na urbanização dos municípios.

E nesse contexto, esse trabalho foi realizado com o intuito de colaborar com pesquisas que retratem o manejo sustentável das águas pluviais, por meio de simulação de dispositivos de drenagem sustentável. A área de estudo está localizada no entorno da Escola Politécnica de Pernambuco (POLI), da Praça Euclides da Cunha e do Clube Internacional do Recife e segundo o IBGE (2019) essa área encontra-se classificada como densamente urbanizada. Esse entorno era considerado como ponto crítico de alagamento no início da pesquisa. A seleção do local se deu por ser uma das poucas áreas permeáveis existentes adjacentes à praça, porém, por tratar-se de um patrimônio tombado possui restrições de intervenções mais abrangentes.

Para isso, buscou-se aumentar o retardo do escoamento superficial, da área de estudo, com a simulação de biovaletas nas calçadas da praça, da POLI e do Clube Internacional do Recife, fazendo a análise por meio do modelo SWMM. A biovaleta faz parte de um sistema de biorretenção pouco utilizado na cidade, permitindo expandir seu conceito e a fim de proporcionar áreas mais resilientes na cidade.

O modelo tem sido bastante utilizado nos estudos de gerenciamento de águas pluviais urbanas e nas análises de controle de LID, possuindo vasta disponibilidade de pesquisas, o que facilita

na obtenção de parâmetros de entrada e na compreensão de seus resultados.

Recentemente, temas voltados para abordagens sustentáveis têm sido bastante recorrentes devido à proposta de integração dos dispositivos de drenagem com os espaços verdes públicos ou privados, colaborando com o manejo das águas pluviais, o planejamento urbano e a qualidade ambiental.

## **1.2 Objetivos**

### **1.2.1 Objetivo Geral**

A pesquisa aqui apresentada objetivou demonstrar, mediante modelagem computacional, a simulação de biovaletas, por meio do modelo SWMM, como método controle LID para retardar o escoamento superficial de áreas alagadas na Cidade do Recife/PE, determinando a sua capacidade de retenção das águas pluviais.

### **1.2.2 Objetivos Específicos**

- ✓ Avaliar o uso de biovaleta como método viável para o retardo do escoamento superficial;
- ✓ Verificar a capacidade de infiltração da biovaleta e a diminuição do escoamento decorrente de seu uso;
- ✓ Analisar a eficiência do uso de biovaletas por meio do modelo hidráulico-hidrológico SWMM;

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

Neste capítulo serão apresentados tópicos referentes ao crescimento urbano e seus impactos na drenagem das águas pluviais da Cidade do Recife, e as diversas estratégias utilizadas para o gerenciamento dessas águas no mundo e no Brasil, além dos aspectos hidráulicos-hidrológicos essenciais para modelagem de biovaletas.

### **2.1 A expansão da Cidade do Recife e a drenagem urbana**

A Cidade do Recife é a capital do Estado de Pernambuco e ocupa a parte central do litoral nordestino, possuindo uma área de 218,843 km<sup>2</sup> de extensão e uma taxa de urbanização em torno de 65,00%. Sua distribuição territorial é composta por cerca de 66,00% em área de morros, cerca de 20,00% em planícies, de 9,00% em corpos hídricos e de 5,00% em áreas de preservação. Ela encontra-se sob as coordenadas de latitude 8° 04' 03'' S e de longitude 34° 55' 00'' W (IBGE 2021; RECIFE, 2021).

De clima tropical-úmido a parte central da cidade é banhada pelos rios Capibaribe e Beberibe, em sua maioria e tem uma população estimada em 1.661.017 de pessoas, possuindo uma densidade demográfica de 7.039,64hab/km<sup>2</sup>. A Região Metropolitana do Recife é composta por 14 municípios (Abreu e Lima, Araçoiaba, Cabo de Santo Agostinho, Camaragibe, Igarassu, Ilha de Itamaracá, Ipojuca, Itapissuma, Jaboatão dos Guararapes, Moreno, Olinda, Paulista, São Lourenço da Mata e Recife) e possui uma população total estimada em 2.998.839 de habitantes (IBGE, 2022).

Segundo a Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana (RECIFE, 2016) Recife é considerada uma cidade anfíbia, por ser banhada por rios e canais articulados por pontes que cortam a cidade. Seu relevo encontra-se sob a formação de planície flúvio-marinha com morros de altitudes que variam de 20,00 a 80,00m e sua topografia colabora para essa colocação (SILVA, 2021).

Sua expansão teve início no século XVII e em 1975 a cidade passou por um evento extremo de pluviosidade com ocorrências de muitos alagamentos e inundações. Uma imensa parte de sua área central ficou coberta por águas. Cortada por rios e canais, seu relevo favorece algumas circunstâncias de deslizamentos de terras e alagamentos, estabelecido como sendo a acumulação de águas concentradas nos leitos de ruas e nos perímetros urbanos, decorrentes de fortes precipitações, devido a existência de um sistema de drenagem deficiente, além da influência dos níveis de marés. Posteriormente foram construídas barragens para conter partes dessas águas (BRASIL, 2019; CABRAL et al., 2014; DANTAS, 2022).

As reformas urbanísticas, ocorridas no início do século XX, resultaram em um novo desenho do solo urbano para a cidade, começando com aterros graduais nas áreas centrais, seguindo a caminho do continente e reduzindo as calhas dos rios. As modificações urbanísticas continuaram a ocorrer motivadas pela necessidade de moradias frente ao crescimento populacional. Surge então um fenômeno conhecido como “metropolização” que provocou mudanças ambientais, no uso e ocupação do solo e das infraestruturas da cidade (CUNHA; OLIVEIRA; HENRIQUE, 2020).

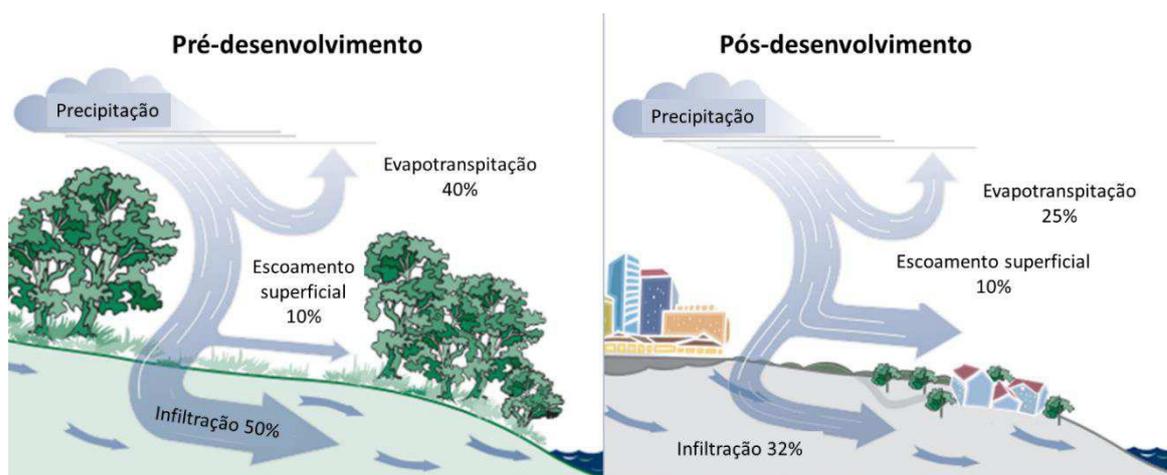
Foi nesse contexto que se iniciaram também a construção de aterros para geração de sítios urbanos em áreas de mangues, que com o passar dos anos, resultaram em desequilíbrio ambiental para a Cidade, que era composta por ruas estreitas, becos e vielas e apresentava áreas de insalubridade com as construções de palafitas suspensas nos manguezais, que acomodava a população menos favorecida (RECIFE, 2016).

Essa expansão urbana promoveu a redução da quantidade e qualidade das áreas verdes na cidade. As áreas impermeáveis têm alterado o processo natural na bacia hidrográfica, aumentando o volume do escoamento superficial, a minoração de recarga subterrânea e a degradação na qualidade da água (BLOORCHIAN, et al., 2016; VILLANUEVA et al., 2011).

A expansão urbana desordenada contribuiu para grandes desastres naturais hidrológicos, além das desigualdades sociais principalmente no tocante a moradia, onde algumas populações têm buscado habitação nas margens de rios, tornando-se vulneráveis a alagamentos (FARIAS; MENDONÇA, 2022).

Outras consequências da expansão urbana são as alterações que ocorreram no uso do solo e que modificaram o ciclo hidrológico (Figura 1), comprometendo o potencial de infiltração e retenção da água, onde o tempo de concentração da bacia foi reduzido. Essas alterações possuíam influência direta com os fenômenos de alagamentos nas cidades que associadas ao aumento do volume de águas, produziram o aumento da vazão (ADASA, 2018; LOURENÇO, 2014; TUCCI, 2016).

Figura 1 - Ilustração das alterações do ciclo hidrológico decorrentes da urbanização



Fonte: Roseen et al., (2011) – Adaptado pela autora

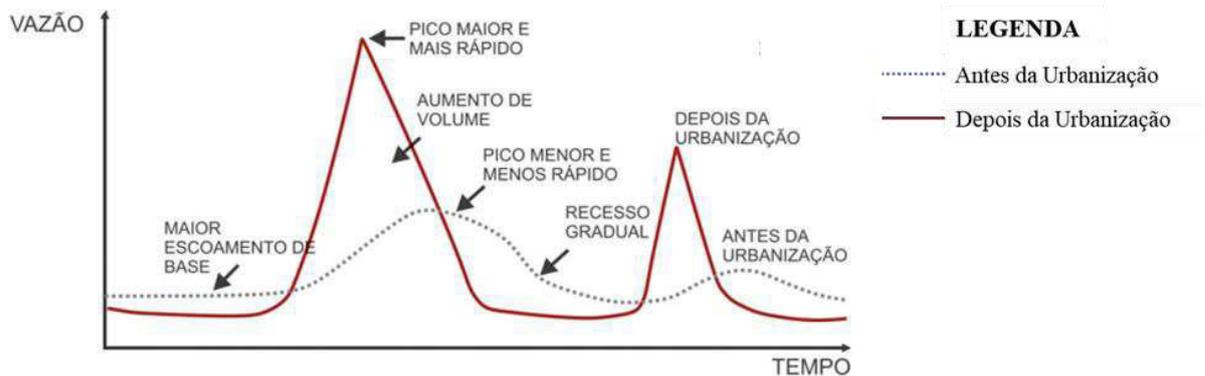
No solo ocorre o processo natural da infiltração de água, onde ela é absorvida, moderando seu fluxo para os aquíferos subterrâneos, removendo os contaminantes e regulando o microclima urbano em áreas densamente urbanizadas, juntamente com as vegetações, além de reduzir a ocorrência de alagamentos. Esse processo propicia o aumento do tempo em que a água demora a chegar ao seu exutório, reduzindo o seu volume máximo e diminuindo os riscos de alagamentos (COMISSÃO EUROPÉIA, 2012).

As altas taxas de áreas impermeabilizadas do solo têm diminuído o tempo de concentração nas subbacias, onde há aumento do volume escoado e diminuição da rugosidade do solo, colaborando assim para ocorrência de desastres hidrológicos (SÃO PAULO, 2012).

Essa alta impermeabilização do solo, quando ocorrem os extremos de precipitação, resultam em altos volumes e velocidade das águas da chuva, sucedendo em um aumento de vazão máxima (Figura 2). Desse modo, nas sub-bacias com alto nível de impermeabilidade, tendem a ocorrer maiores frequências de eventos extremos de precipitação, principalmente quando elas

possuem altas declividades, onde os sistemas de drenagem passam a ficar muito velozes, produzindo vazões relativamente altas. Para os estudos hidrológicos, a vazão máxima é empregada na estimação de projetos de microdrenagem (FERNANDES; MARINHO; STURDAT, 2017; SÃO PAULO, 2012; TUCCI, 2007).

Figura 2 - Comparação entre os hidrogramas de uma bacia urbana e uma bacia natural

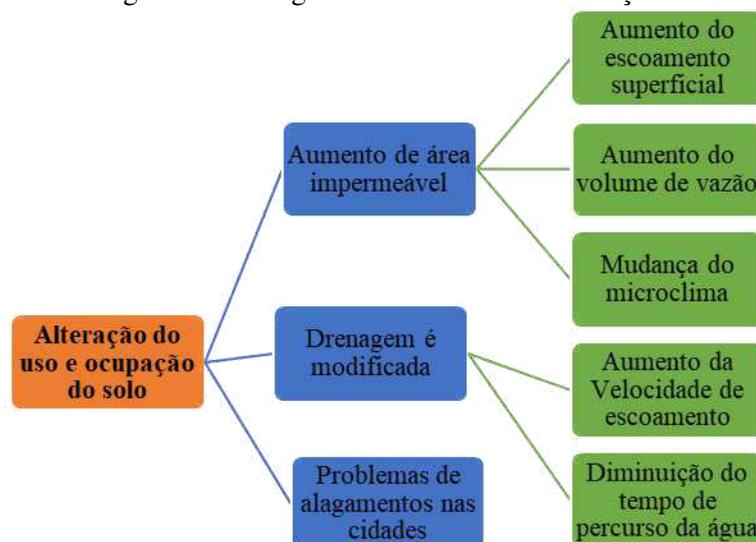


Fonte: São Paulo (2012) – Adaptado pela autora

As áreas impermeabilizadas, seja por cobertura asfáltica, cimentícia ou por novas construções que têm se expandido devido ao crescimento populacional, têm alterado a dinâmica do ciclo hidrológico, que passa a ter um excessivo escoamento superficial e conseqüentemente grandes vazões de pico, e na ótica de Roesner, Bledsoe e Brashear (2001) tem um aumento de mais de dez vezes em comparação à conjuntura natural, modificando consideravelmente o uso e ocupação do solo.

De acordo com São Paulo (2012) a impermeabilização do solo tem sido fator determinante para o aumento do escoamento superficial nas cidades durante os picos de chuvas (Figura 3).

Figura 3 - Fluxograma do efeito da urbanização



Nas cidades houve uma mudança brusca no processo natural do uso do solo devido às alterações

Fonte: São Paulo (2012) – Adaptado pela autora

antrópicas, no que tange à urbanização, que ao longo dos anos causaram impactos ambientais por vezes irreparáveis.

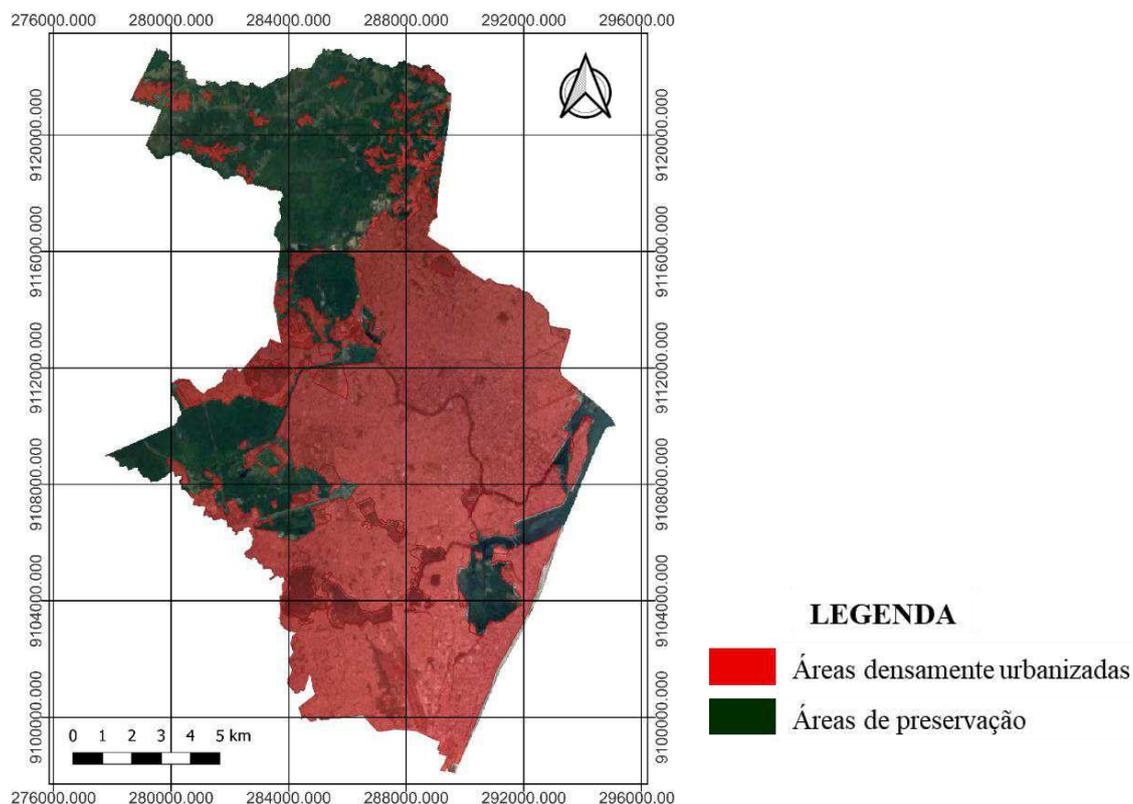
Na visão de Cadorin e Mello (2011) a impermeabilização do solo surgiu como essencial parâmetro de higienização para o saneamento urbano, à época da Revolução Industrial, ficando para segundo plano os futuros problemas associados à drenagem urbana, que por ora eram irrelevantes. Assim, muitos cursos d'água foram canalizados, comprometendo o sistema de drenagem natural.

O sistema de drenagem urbana é um aliado para amenizar os transtornos ocasionados pelo pico de pluviosidade, contudo, o excesso de pavimentação na cidade acaba por impossibilitar que isso ocorra, pois há poucas áreas de solo natural para a infiltração da água e conseqüentemente abrandar a carga no sistema (OLIVEIRA; SOARES.; SILVA, 2021).

Constata-se isso na Cidade do Recife. À medida que houve o avanço da urbanização, cresceu também a degradação ambiental. Segundo dados do IBGE (2019) a cidade possui uma área urbanizada de 142.999 km<sup>2</sup>, que corresponde a 65,33% de sua área total e encontra-se classificada como áreas densamente urbanizadas, na sua maioria (Figura 4).

Embora a cidade possua um Plano Diretor bem definido, estando sob Lei Complementar nº 02 de 23/04/2021 e a Lei de Uso e Ocupação do Solo (LUOS) Lei nº 16.176 de 09/04/1996, que encontra-se em revisão, não há uma fiscalização mais abrangente para coibir construções irregulares e ocupações desordenadas. As áreas permeáveis remanescentes fazem parte das unidades de conservação da natureza, que possuem restrições de construção e são instituídas por legislação específica para proteção da biodiversidade (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2020).

Figura 4 - Mapa de urbanização da Cidade do Recife



Fonte: Elaborados a partir de dados do IBGE (2019)

O conhecimento quanto ao uso e ocupação do solo de uma cidade é de extrema relevância, pois possui influência direta com as taxas de infiltração do solo. Já os atributos fisiográficos como a existência de canais e galerias, área de drenagem, declividade e forma, que influenciam na velocidade do escoamento superficial e em como ele se concentram durante as ocorrências de chuvas intensas, tornam-se importante para o gerenciamento das águas pluviais (SÃO PAULO, 2012).

Sabe-se também que o município possui um sistema de drenagem urbana não robusto, tornando-se refém de ocorrências de eventos extremos de pluviosidade. Nesse contexto, Silva Júnior et al., (2020) expõe a suscetibilidade do sistema de drenagem urbana existente na cidade, pontuando-o a partir dos acontecimentos históricos e das precipitações pluviométricas e propõe a adaptação desse sistema às técnicas sustentáveis de drenagem, buscando mitigar os alagamentos com o uso de trincheiras e bacia de retenção.

Embora, sabendo-se que a cidade é vulnerável a esses tipos de ocorrências, as ações efetivas ainda são reduzidas, porém existem algumas normativas por meio de Planos e Leis que são consideradas adaptativas à situação. Dentre elas tem-se a Lei Municipal Nº 18.112 – Política de Sustentabilidade e de Enfrentamento às Mudanças Climáticas do Recife – 2014 e o Plano de Adaptação às Mudanças Climáticas de Recife – 2019 (SILVA JÚNIOR et al., 2020).

Essa vulnerabilidade torna-se mais acentuada quando nas ocorrências de extremos de precipitação, onde há atenuação da infiltração e acréscimo do escoamento superficial, sucedendo em alagamentos na cidade, pois a impermeabilização do solo acarreta uma maior vazão (MOURA; SILVA, 2015).

## **2.2 Infiltração de água no solo**

O conhecimento da infiltração do solo é de grande interesse, pois por meio dela é possível gerenciar de modo mais eficaz, o manejo hídrico e do solo, por meio das suas propriedades, permitindo solucionar problemas que ocorrem nas áreas das engenharias civil e hídrica, agrícola e ambiental e na irrigação do solo. Então, a partir do conhecimento da capacidade de infiltração de água no solo tem-se a compreensão do volume máximo absorvido da precipitação (REICHARDT; TIMM, 2004; SOARES, 2010).

A infiltração de água do solo é conhecida como um dos processos físicos que atribui alterações na estrutura e qualidade do solo, devido a sua relação com a dinâmica da água no solo, e engloba elementos como a geometria, volume, continuidade, cobertura, interconectividade e tortuosidade dos poros, tornando-se um indicativo considerável para a performance de estudos e projetos agronômicos e hidrológicos (EMBRAPA, 2019).

Libardi (2012) designa a infiltração como sendo a entrada da água no solo por meio da superfície, podendo ser verticalmente ou horizontalmente, em conformidade com o tipo de solo, sendo de suma importância tanto para o manejo de águas urbanas quanto para a irrigação, e influencia diretamente no escoamento superficial. Em sua percepção, a taxa de infiltração de água no solo, conhecida também como capacidade de infiltração, atua relacionando-se por meio da interface solo-atmosfera.

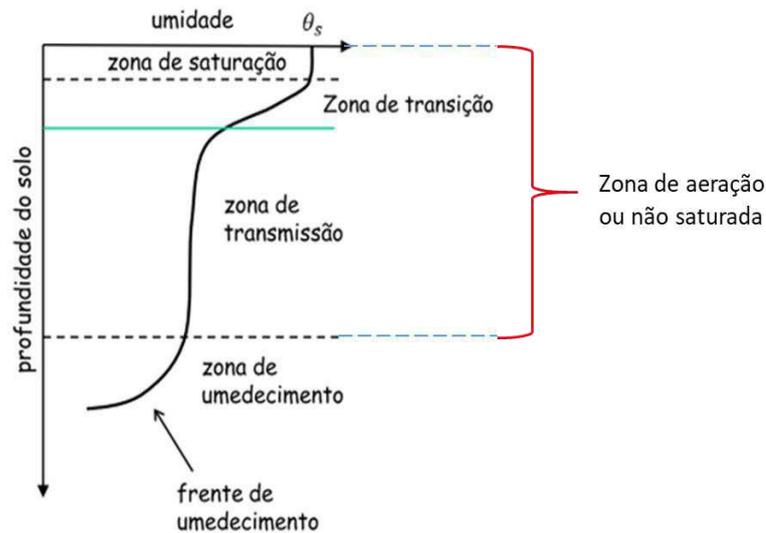
Na visão de Reichardt e Timm (2004) a infiltração é um processo em que a água penetra o solo, permanecendo nele até que haja sua disposição na superfície. A velocidade ou taxa de infiltração pode determinar o escoamento superficial durante as precipitações. Ela é decrescente com o passar do tempo, à medida que o perfil do solo está sendo saturado. Seu conhecimento é de fundamental importância, pois permite gerenciar de modo mais eficaz, o manejo hídrico e do solo (POTT; DE MARIA, 2003).

Reichardt e Timm (2004) enfatizam que durante o processo de infiltração há atuação do potencial gravitacional, que está associada à massa do solo e ao deslocamento da água em relação ao solo.

O processo inicia-se com a zona de saturação que equivale à camada superficial, possui aproximadamente 1,5cm e atinge velozmente a saturação. Passa pela zona de transição, que corresponde à camada onde há uma diminuição considerável da umidade e dispõe de cerca de 5cm de espessura. Logo após, segue para a zona de transmissão, que corresponde à camada em que ocorre a transmissão da água, estando próximo à saturação. Sua espessura é aumentada sempre que há adição de água onde ela é transmitida e por meio dos atributos texturais (representados pelas frações granulométricas) e estruturais (representados pela consistência, coesão, densidade, porosidade – microporosidade e macroporosidade) do solo ocorre a dinâmica da água no solo que representa o estado de energia da água no solo, permitindo se obter o conhecimento de sua movimentação ou equilíbrio, seja em solo saturado ou não saturado (BRANDÃO et al., 2006; EMBRAPA, 2019; PANACHUKI et al., 2006; PINHEIRO; SOARES, 2004; TEIXEIRA; KAUFMANN, 2009).

Em seguida, vem a zona de umedecimento, onde ocorre a diminuição da umidade. Nessa zona a umidade vai decrescendo com a profundidade. Trata-se de uma zona muito fina localizada nas camadas mais profundas do solo e representa o limite de alcance da água, passando assim para a frente de umedecimento. Nessa camada ocorre uma variação rápida da umidade, que corresponde a uma pequena área onde sucede a delimitação visível da infiltração da água no solo, conhecida também como potencial matricial do gradiente hidráulico (Figura 5) (BRANDÃO et al., 2006; EMBRAPA, 2019; PINHEIRO; TEIXEIRA; KAUFMANN, 2009).

Figura 5 - Perfil de umidade no processo de infiltração

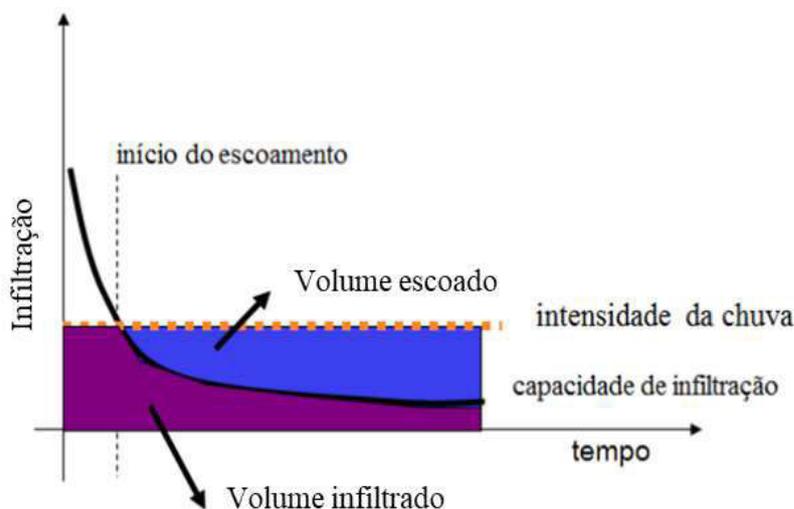


Fonte: Martins Filho (2015) – Adaptado pela autora

Então, quando um solo se encontra com baixo grau de saturação, que relaciona a porcentagem do volume da água com seus vazios e quanto menor a porcentagem, menor será o grau de saturação, podendo chegar a zero quando o solo estiver seco, e é atingido por uma precipitação ou irrigação, ela será de início absorvida em sua totalidade pelo solo, pois ele apresenta poros vazios e possui seu potencial mátrico muito alto, considerado assim, devido à força com que as partículas de solo retêm a água quando há pouca umidade no solo, passando a absorver a água velocemente (BASSOI; SOARES, 2011; COLLISCHONN; DORNELLES, 2015; GITIRANA JÚNIOR, 2014; REICHARDT; TIMM, 2004; ROCHA; VERGAS, 2014).

Com os poros preenchidos pela água, a infiltração vai sendo diminuída, passando a ficar restrita à capacidade de transferência da água pelo solo, para as camadas mais profundas. O excedente se transformará em escoamento superficial. Isso ocorre quando a intensidade de precipitação for maior que a capacidade de retenção de água pelo solo, ou seja, se refere ao volume não infiltrado (Figura 6) (BASSOI; SOARES, 2011; COLLISCHONN; DORNELLES, 2015; GITIRANA JÚNIOR, 2014; REICHARDT; TIMM, 2004; ROCHA; VERGAS, 2014).

Figura 6 - Representação do gráfico da taxa de infiltração x tempo



Fonte: Andrade, F. (2014) - Adaptado pela autora

Dessa forma, a absorção da água no solo torna-se constante pelo fato do solo já ter alcançado a sua capacidade de infiltração. A infiltração vai decrescendo à medida que a umidade tende a atingir a saturação, passando a tornar-se linear (LIBARDI, 2005; PINHEIRO; TEIXEIRA; KAUFMANN, 2009).

A infiltração do solo é influenciada por alguns fatores como: o tipo de solo, o teor de umidade, a cobertura vegetal, a temperatura e ações antrópicas. A determinação da taxa de infiltração de água no solo pode ser materializada por meio de instrumentos “in situ”, realizados diretamente no campo. Dentre alguns tipos existentes tem-se: i) infiltrômetro de aspersão de Cornell ou simuladores de chuvas; ii) infiltrômetro de tensão ou permeâmetro de disco; iii) infiltrômetro de pressão; iv) infiltrômetro de duplo anel ou infiltrômetro de anéis concêntricos. O infiltrômetro de anéis concêntricos foi regido pela American Society for Testing and material (ASTM) D 3385-09 (2009): Standard test method for infiltration rate of soils in Field using Doble-Ring Infiltrometer e nesta pesquisa se dará ênfase a ele (COLLISCHONN; DORNELLES, 2015; HIPÓLITO, 2011).

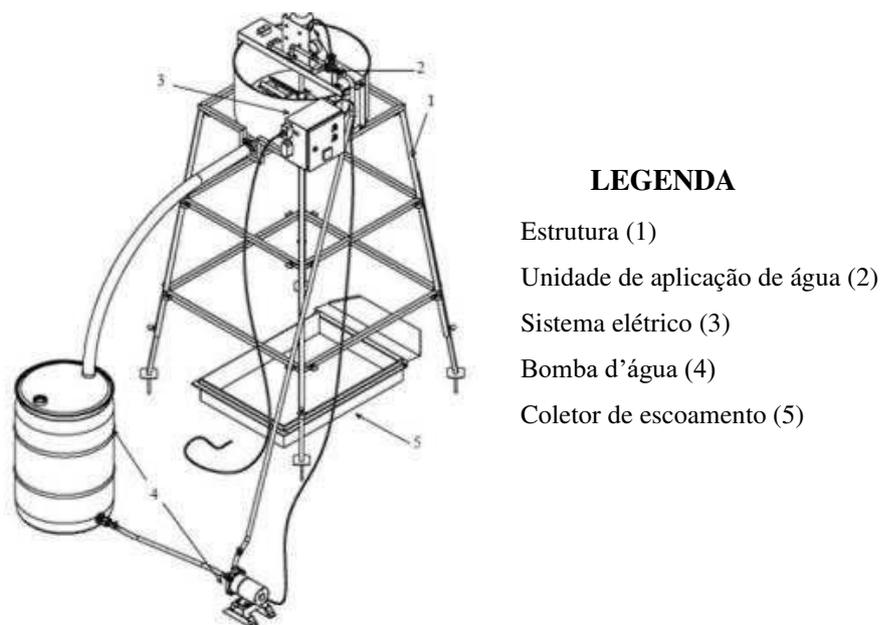
O infiltrômetro de aspersão de Cornell ou simuladores de chuvas são equipamentos portáteis que são posicionados a uma altura de 2,30m do solo, reproduzindo uma chuva artificial com gotas de 2,00mm de diâmetro médio e são utilizados para estimar as taxas de infiltração baseadas na relação da lâmina de água absorvida pelo solo e o tempo de infiltração ocorrido, e

o escoamento superficial (ALVES SOBRINHO; FERREIRA; PRUSKI, 2002; ALVES SOBRINHO; GÓMEZ, 2008; MENDES et al., 2021; OLIVEIRA, et al., 2011).

O infiltrômetro de Cornell também proporciona diferentes tipos de simulação de fenômenos no solo como transporte de sedimentos, processos erosivos, estabilidade de taludes. O modelo elaborado por Alves Sobrinho; Ferreira; Pruski (2002) e Alves Sobrinho; Gómez-Macpherson; Gómez (2008) foi intitulado de InfiAsper (Figura 7). O instrumento produzido foi capaz de comprovar que numa precipitação relativa à energia cinética de impacto da chuva no solo é semelhante à precipitação natural em 90,00%, levando em consideração o diâmetro das gotas de chuvas (ALVES SOBRINHO; FERREIRA; PRUSKI, 2002; ALVES SOBRINHO; ALVES SOBRINHO; GÓMEZ, 2008; MENDES et al., 2021; OLIVEIRA, et al., 2011).

Esse método tende a estimar menores valores para a velocidade de infiltração (POTT; DE MARIA, 2003).

Figura 7 – Desenho esquemático de Infiltrômetro InfiAsper

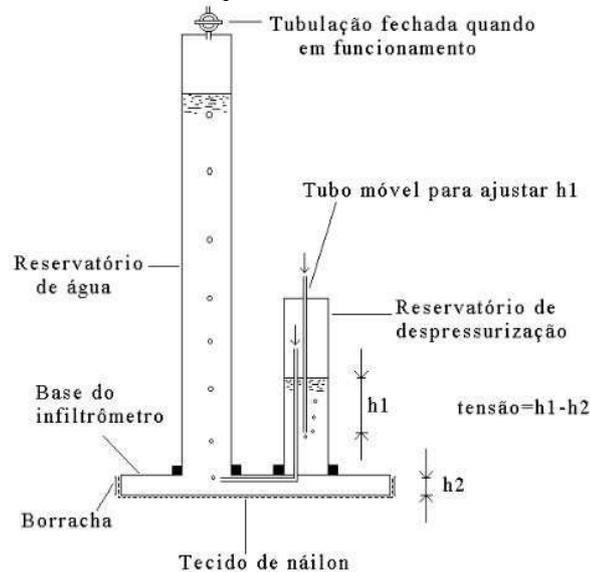


Fonte: Oliveira et al. (2011) – Adaptado pela autora

O Infiltrômetro de tensão é conhecido também como permeâmetro de disco. Trata-se de um dispositivo utilizado para determinar a infiltração e a condutividade hidráulica no solo e a sorvidade ao mesmo tempo, considerando também o movimento da água em um solo não saturado. Ele tende a estimar menores valores para a velocidade de infiltração de água no solo e descreve o volume de macroporos no solo (Figura 8) (ANKENY et al., 1991; BORGES et al., 1999; ELRICK; REINOLDS, 1992; PERROUX; WHITE, 1988; POTT; DE MARIA, 2003; REICHARDT; TIMM, 2004; WHITE et al., 1992).

O permeâmetro de disco também pode ser utilizado para determinar a condutividade hidráulica de solo não saturado, de um ensaio de infiltração, realizado em pressões negativas ou zero, que é uma das propriedades de solos não saturados. As pressões negativas também são conhecidas como tensão ou sucção e interagem no potencial mátrico, por meio das forças de adsorção e capilares que firmam a água no solo e surgem da relação entre as partículas sólidas e a água, ou seja, da matriz do solo (ANKENY et al., 1991; BORGES et al., 1999; ELRICK; REINOLDS, 1992; PERROUX; WHITE, 1988; POTT; DE MARIA, 2003; REICHARDT; TIMM, 2004; WHITE et al., 1992).

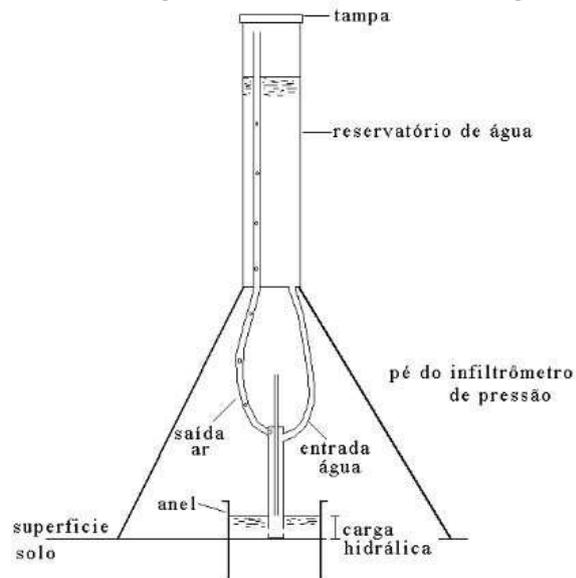
Figura 8 - Desenho esquemático do infiltrômetro de tensão



Fonte: Pott (2001)

Já o infiltrômetro de pressão corresponde a um equipamento que determina a infiltração de água no solo, realizada por meio de um anel cilíndrico, tendo sua carga hidráulica controlada, sendo possível também a determinação da condutividade hidráulica de um solo saturado. Durante a realização do ensaio é aplicada uma determinada pressão unicamente, por um período pré-determinado, em seguida a pressão sobe também por outro tempo pré-determinado e repete-se o processo até que se obtenha uma taxa de infiltração constante. O uso do equipamento é restrito, não sendo recomendado para solos franco-arenosos e arenosos, pois a sua capacidade de armazenamento de água é limitante (Figura 9) (ELRICK; REYNOLDS, 1992; PERROUX; WHITE, 1988).

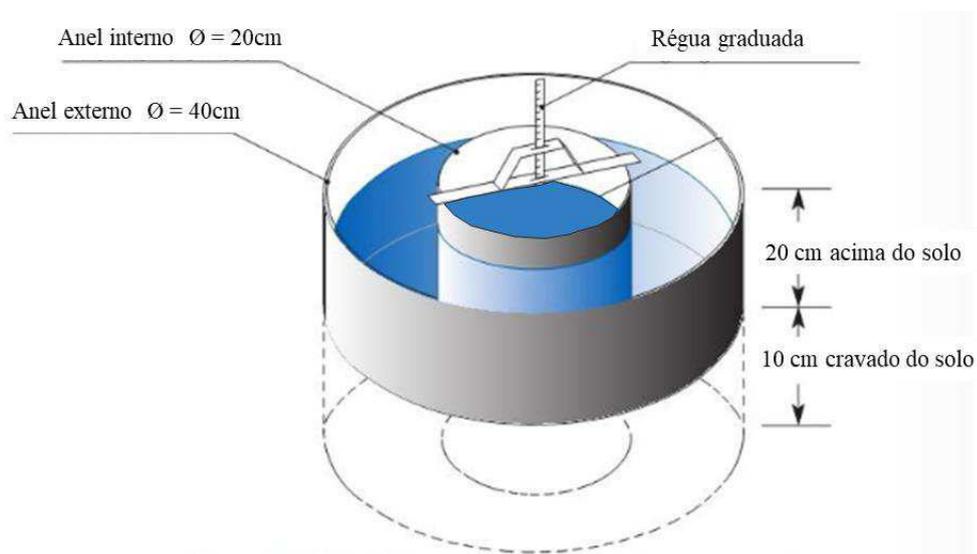
Figura 9 - Desenho esquemático do infiltrômetro de pressão



Fonte: Pott (2001)

O infiltrômetro de anéis concêntricos é produzido com material rígido (aço) resistente. Sua composição consiste em dois cilindros com diâmetro de 20cm o menor e 40 cm o maior, possuindo altura de 30cm, onde são cravados ao solo, numa profundidade variável entre 10 e 15cm, sendo fixado sob uma carga constante para sua cravação. Adiciona-se água nos dois cilindros e uma régua graduada milimetricamente no cilindro menor e então, inicia-se a leitura da altura da água que vai sendo infiltrada no solo, com intervalos de tempo pré-determinados. A água contida no cilindro externo atua com a finalidade de amenizar a dispersão lateral (Figura 10) (ZWIRTES et al., 2013).

Figura 10 - Desenho esquemático do infiltrômetro de anéis concêntricos



Fonte: Collischonn; Dornelles (2015) – Adaptado pela autora

A determinação da taxa de infiltração de água no solo pode ser estimada também por meio de modelos matemáticos. Eles são conhecidos como modelos de infiltração e são eficazes para representar as condições naturais do solo, adequadamente. Esses modelos buscam simplificar o movimento da água no solo, devido à dificuldade de obtenção das variáveis que atuam diretamente nessa caracterização. Dessa forma, foram propostos alguns modelos que são classificados como empíricos e teóricos (BRANDÃO, 2003; BRANDÃO et al., 2006; CECÍLIO et al., 2013; LIBARDI, 2005; LIMA, 2010; Pruski et al., 1997).

Diz-se modelos empíricos aqueles que relacionam as características do solo com os parâmetros dos dados experimentais, embora não haja um significado físico. A exemplo, como os mais empregados, tem-se: o Modelo de Kostiakov (1932); o Modelo de Kostiakov-Lewis (1945); o Modelo de Holtan (1961), além do Modelo de Horton (1940) que será descrito posteriormente (Quadro 1) (BRANDÃO, 2003; BRANDÃO et al., 2006; CECÍLIO et al., 2013; LIBARDI, 2005; LIMA, 2010).

Quadro 1 - Modelos empíricos

Modelo	Taxa Infiltração	Hipóteses
Kostiakov (1932)	$i' = k \cdot \alpha \cdot t^{\alpha-1}$	Os parâmetros utilizados não possuem significados físicos próprios, podendo ser definidos por meio dos dados experimentais.
Kostiakov-Lewis (1945)	$i' = k \cdot \alpha \cdot t^{\alpha-1} + if$	Foi considerada a infiltração constante no Modelo de Kostiakov, a fim de descrever a infiltração em longos tempos. É utilizada geralmente no manejo da irrigação para a estimativa de infiltração acumulada.
Holtan (1961)	$i' = if + \alpha (M - i)^{n'}$	O modelo considera que fatores como as fendas criadas pelo sistema radicular, no solo, e a umidade influenciam na infiltração de água no solo.

Fonte: Lima (2010); Panachuki et al., (2006) – Adaptado pela autora

Em relação aos modelos teóricos, eles são fundamentados na teoria do escoamento em meios porosos, propostos pela equação de Richards e pela equação de Darcy. A equação de Darcy descreve o deslocamento da água em meio poroso não saturado, enquanto a equação de Richards corresponde a junção entre a equação da continuidade com a equação de Darcy e é utilizada para determinação da variação da umidade em relação ao tempo em meio poroso saturado de forma variável. Como modelos teóricos tem-se como exemplo: o Modelo de Green-

Ampt (1911); o Modelo Green-Ampt modificado por Mein e Larson (1973) e o Modelo de Philip (1957) (Quadro 2)(BRANDÃO, 2003; BRANDÃO et al., 2006; CECÍLIO et al., 2013; LIBARDI, 2005; LIMA, 2010; SOARES, 2004).

Quadro 2 - Modelos teóricos

Modelo	Taxa Infiltração	Hipóteses
Green-Ampt - GA (1911)	$i' = K0 \left[ \frac{(\psi_0 - \psi_f)}{L} \right]$	O modelo originou-se da equação de Darcy, a fim de estimar a infiltração ocorrida em solos homogêneos, sob carga hidráulica constante, a partir de parâmetros físicos do solo (potencial matricial, condutividade hidráulica, umidade de saturação), não considerando o tempo de ocorrência.
Green-Ampt - Mein-Larson (1973)	$Ti = \left( 1 + \frac{\psi_f \cdot (\theta_s - \theta_i)}{I} \right)$	Mein e Larson fizeram uso do modelo de GA, alterando-o para que fosse utilizado durante o tempo em que não há formação de lâmina na superfície do solo, passando a ser admissível seu emprego durante a precipitação.
Philip (1957)	$i' = \frac{S}{2\sqrt{t}}$	O modelo originou-se da equação de Richards, considerando a condição de contorno de saturação na superfície do solo.

Fonte: Lima (2010); Panachuki et al., (2006) – Adaptado pela autora

O Modelo empírico de Horton (1940) considera que a capacidade de infiltração é determinada pela taxa de infiltração máxima que ocorre pelo excesso de água na superfície do solo, devido à precipitação ou irrigação. Ele apresenta uma função exponencial onde a taxa de infiltração é influenciada por fatores provenientes da superfície do solo, como o selamento superficial instigado pelos impactos das gotas de chuva e pela contração e expansão do solo. Ela decai exponencialmente, ao aproximar-se de um valor constante que equivale à condutividade hidráulica saturada do solo. O coeficiente é calculado a partir da equação e pode ser estimado por meio de regressão, considerando os dados medidos em campo (Equação (1)) (FELIZARDO et al., 2020; HIPÓLITO, 2011; PANACHUKI, et al., 2006; PREVEDELLO, 1996; SANTIM et al., 2009).

Dentre os modelos empíricos, o Modelo de Horton é habitualmente conhecido por ser mais o consistente, onde ele busca estimar a taxa de infiltração com baixíssima saturação, inicialmente e expõe o desempenho da capacidade de infiltração decrescente (COLLISCHONN; DORNELLES, 2015; FELIZARDO et al., 2020; HIPÓLITO, 2011; SANTIM et al., 2009).

$$f = fc + (fo - fc).e^{-\beta t} \quad (1)$$

Sendo:

$f$  = taxa de infiltração num instante qualquer (mm/h);

$fc$  = taxa de infiltração final (em condições de saturação - mm/h);

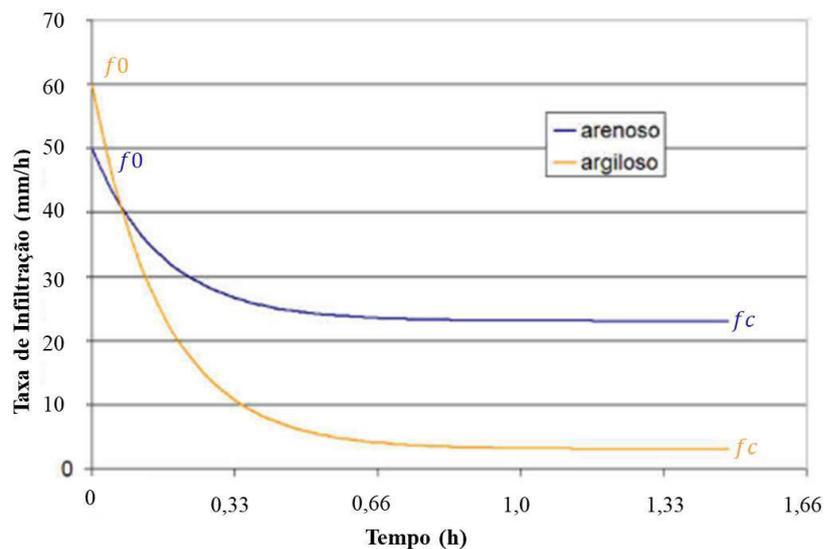
$fo$  = taxa de infiltração inicial (em solo seco - mm/h);

$t$  = tempo (h);

$\beta$  = parâmetro determinado a partir de medições em campo ( $h^{-1}$ ) – Coef. Decaimento;

O modelo de Horton retrata uma função exponencial assintótica ao valor  $fc$ , conforme apresentado na Figura 11, onde com o tempo há uma redução na taxa de infiltração. Para solos argilosos o valor de  $fc$  tende a ser menor e resulta em uma capacidade de infiltração menor para chuvas mais longas (COLLISCHONN; DORNELLES, 2015; FELIZARDO et al., 2020; HIPÓLITO, 2011; SANTIM et al., 2009).

Figura 11 – Desenho esquemático da curva de infiltração do modelo de Horton



Fonte: Collischonn; Dornelles (2015)

Para Libardi (2005) as equações elaboradas, quer seja de modo empírico ou a partir de atribuições físicas, se dispõem para solos homogêneos ou que se mantenham homogêneos. Esses atributos são encarregados pelo tempo de duração do ensaio de infiltração, embora haja uma estimativa de leituras pré-determinadas, Bernardo; Soares; Mantovani (2006) recomendam que se faça um controle nos tempos de leituras, após as quatro leituras iniciais.

Em estudos dirigidos por Susanawati; Rahadi; Tauhid, (2018) foi realizado o ensaio de infiltração de água no solo com o infiltrômetro de anéis concêntricos, buscando conhecer a taxa de infiltração para o manejo de laranjais, comparando o modelo de Horton com medições diretamente obtidas “in loco”. O estudo se deu no vilarejo de Selorejo, distrito de Dau na Indonésia. Os ensaios foram realizados nas estradas dos laranjais, nas áreas de plantações dos laranjais e nos canteiros e foram efetuados também os ensaios de granulometria em cada uma dessas áreas. Os autores chegaram à conclusão de que a área propriamente de plantio apresentou a maior taxa de infiltração, eles atribuíram pelo fato de a terra já ter sido cultivada e a mais baixa ocorreu na estrada, pelo fato de haver tráfego de veículos, tornando o solo mais denso. Em relação às taxas das demais áreas, não houve diferenças significativas. A comparação das análises do método de Horton com os dados medidos em campo também não apresentaram muitas diferenças, validando assim o modelo de Horton por eles utilizado.

Junqueira et al., (2018) efetuaram testes de infiltração do solo com anéis concêntricos, com leituras a cada sessenta segundos, nos três pontos adotados, considerando vinte leituras em cada ponto, objetivando de conhecer a taxa de infiltração e a capacidade de gerar o escoamento superficial em solo Cambissolo Eutrófico. A área da pesquisa se deu em uma Floresta de Cedro na bacia hidrográfica do Tejo em Madrid, na Espanha. Os resultados demonstraram que o embora o modelo de Horton tenha subestimado a capacidade inicial de infiltração, porém ele se apresentou satisfatório para eles, pois obtiveram um coeficiente de determinação maior que 0,89, sendo apropriado para estimar a condutividade hidráulica saturada do solo. Já o escoamento superficial direto foi calculado a partir do coeficiente de escoamento superficial, e se mostrou inverso à condutividade, variando entre 1,00% e 27,00%.

Mellek et al., (2014) em sua pesquisa, realizaram o ensaio de infiltração, por meio do infiltrômetro de anéis concêntricos, considerando suas leituras para os tempos de 0min, 1min, 2min, 5min, 10min, 15min, e cinco repetições, totalizando 120 minutos de duração, utilizando-se dos anéis concêntricos para de obtenção da taxa de infiltração do solo e avaliar sua relação com os atributos físicos de um Cambissolo na Floresta de uma bacia hidrográfica, na cidade de Curitiba/PR com uma extensão de 3,7ha. A análise se deu fazendo uso dos Modelos de Horton e Kostiakov, comparando-os. Eles concluíram que o Modelo de Horton foi o que obteve melhor ajuste à curva de infiltração resultante dos ensaios, embora consintam que o modelo superestimou o valor inicial da taxa de infiltração. Eles atribuem essa alta ao fato de o tempo

de duração do experimento ter sido por somente 120 minutos, além da influência da variabilidade espacial dos atributos físicos do solo.

Fagundes et al., (2012) determinaram as curvas de infiltração e a Velocidade de Infiltração Básica (VIB) em um solo com cobertura vegetal de braquiária, na cidade de Rondonópolis/MT, objetivando determinar a velocidade de infiltração de água no solo e as curvas de infiltração, fazendo uso do infiltrômetro de duplo anel, considerando-se VIB quando o valor da taxa de infiltração torna-se constante. As leituras foram realizadas nos tempos de 0min, 2min, 4min, 5min, 10min e 15 min, fazendo reposições sempre que a altura da lâmina de água chegasse perto de 5cm, até totalizar o tempo de 119min de realização, considerando as 4 repetições de leituras semelhantes. Eles inferiram que o solo analisado, por meio do ensaio de granulometria, possuía textura franco-arenosa e sua VIB foi de  $4\text{cm h}^{-1}$ , classificada como muito alta.

Paixão et al., (2005) conduziram estudos a fim de obterem a estimativa da infiltração de água no solo comparando os modelos empíricos proposto por Horton, Kostiakov e Kostiakov-Lewis com os modelos de regressões não lineares sendo: função exponencial 1, função exponencial 2 e função potencial, fazendo ajustes pelo método dos mínimos quadrados a partir dos dados medidos. Os ensaios foram realizados em campo fazendo uso do infiltrômetro de duplo anel. A área está localizada em Lagoa Seca/PB na Empresa Estadual de Pesquisa Agropecuária da Paraíba (EMEPA). Os ensaios tiveram duração total de 160 minutos com leituras 0min, 1min, 2 min, 3 min, 4 min, 5 min, 10min, 20min, 30min, 40min, 50min, 60min, 70min, 80min, 90min, 100min, 110min, 120min, 130min, 140min, 150min, 160min, sendo encerrados com as três últimas leituras semelhantes, para as 65 repetições. A análise de desempenho se deu por meio do método gráfico e do coeficiente de determinação. Eles concluíram que o modelo de Horton e a função potencial demonstraram os melhores valores, apresentando coeficiente de determinação de 0,99, ambos, destacando-se dos demais modelos analisados.

Almeida et al., (2019) avaliaram a capacidade de infiltração de um neossolo flúvico e cambiosolo háplico na bacia hidrográfica do riacho Jacu e na bacia hidrográfica do rio Pajeú, Semiárido de Pernambuco, na Cidade de Serra Talhada/PE. A partir do infiltrômetro de anéis concêntricos, utilizaram-se dos modelos de Horton e Kostiakov com a finalidade de avaliar a capacidade de infiltração básica desses solos. Eles concluíram que a equação de Kostiakov apresentou melhores ajustes e menores erros dentre os modelos analisados.

Pode-se concluir que a capacidade da infiltração de água no solo afeta diretamente o volume do escoamento superficial, sendo também influenciada por fatores antrópicos, ocasionando impactos ambientais muitas vezes irreversíveis. Dentre eles destaca-se a impermeabilização do solo, seja para construções e pavimentações, é um dos mais drásticos dos fatores, por contribuir pontualmente para a redução na capacidade de infiltração.

### **2.3 Teor de Umidade**

A umidade do solo é um indicador que determina a quantidade de água existente nele ou em uma amostra de solo, influenciando a sua resistência e compactação. Ela pode interferir diretamente no escoamento superficial proveniente de irrigação ou precipitação de alta e média intensidade, pois em solo não saturado parte dessas águas são retidas e quanto maior for o potencial mátrico, mais rápido será sua absorção. Quanto maior o teor de umidade existente no solo, menor será sua capacidade de infiltração. A umidade do solo também contribui com a infiltração, por meio da zona de aeração, permitindo a recarga do lençol freático (BERNARDO; SOARES; MANTOVANI, 2006; BRADY; WEIL, 2013; HARTWIG, 2012; SOPHOCLEOUS, 2004).

A obtenção do teor de umidade do solo pode ser realizada pelos métodos indiretos e direto. Nos métodos indiretos o teor de umidade pode ser determinado por meio da resistência (eletrométricos) e propriedades elétricas dos grãos, pela capacitância, pela reflectometria no domínio do tempo, reflectometria no domínio da amplitude. No método direto ele pode ser obtido por meio do padrão de estufa (BENEDÍ; MUÑOZ-CARPENA, 2005; MORITZ et al., 2012).

O método da estufa relaciona à medição direta da quantidade de água presente no solo, quando associada a uma dada massa ou volume (este último gravimétrico e realizado se a densidade aparente do solo for conhecida) de sólidos secos do solo medidos e pode ser obtida pela Equação (2). Quando determinado pelo volume é conhecido como um método destrutivo devido à necessidade de retirada de amostras para realização do ensaio (ABNT, 2016; BERNARDO; SOARES; MANTOVANI, 2006; BRADY; WEIL, 2013).

$$W\% = \frac{M1 - M2}{M2 - M3} \times 100 \quad (2)$$

Onde:

$W$  = teor de umidade em porcentagem (%)

$M1$  = corresponde à massa do solo úmido mais a massa do recipiente em gramas (g);

$M2$  = corresponde à massa do solo seco mais a massa do recipiente em gramas (g);

$M3$  = corresponde à massa do recipiente em gramas (g);

## 2.4 Gerenciamento sustentável e integrado das águas pluviais

O gerenciamento e o manejo integrado das águas pluviais urbanas são tarefas fundamentais para que haja um equilíbrio entre a cidade e as suas águas, tornando-se uma premissa para o desenvolvimento salubre da vida humana nos centros urbanos. A falta de planejamento na urbanização tem acarretado impactos sobre as águas, ocasionando impermeabilidade do solo, a degradação e contaminação dos mananciais, poluição, resultado em impactos negativos para o meio ambiente. A gestão integrada dessas águas compreende o planejamento urbano, o saneamento básico, a qualidade de vida das pessoas e o meio ambiente, permitindo assim, uma incorporação com o espaço urbano (ADASA, 2018; TUCCI, 2008; TUCCI, 2012;).

Esse gerenciamento é essencial para que haja estruturação quanto ao crescimento sustentável da urbanização nas cidades, pois permite estabelecer medidas de controle de alagamentos, além de implementação de soluções de baixo custo. Para isso, ele deverá ser planejado a partir das esferas do governo Federal, Estadual e Municipal e ser incorporado à bacia hidrográfica, que é a unidade de planejamento do território, a fim de potencializar todas as ações adotadas e evitar divergências. Nesse contexto, surgem os Planos Diretores de Drenagem Urbana (PDDU) ou Planos de Manejo de Águas Pluviais como componente primordial da gestão das águas pluviais urbanas. Neles são elaboradas diretrizes que estabelecem a gestão do sistema de drenagem, minorando os impactos advindos do excedente do escoamento das águas pluviais (CARVALHO, 2020; VILLANUEVA et al., 2011).

Na visão de Villanueva et al., (2011) os Planos, PDDU, instituem orientações voltadas para a redução do escoamento superficial, velocidade, frequência e duração dos alagamentos,

buscando atenuar os impactos, por meio de medidas estruturais e não estruturais, quanto ao controle de alagamentos e enchentes. Essa gestão também deve estar integrada com o planejamento do uso do solo e das infraestruturas urbanas, de forma a maximizar os benefícios das medidas para elas adotadas.

No Plano de Drenagem, o gerenciamento das águas pluviais urbanas deve ser integrado, de modo a considerar a bacia hidrográfica como uma unidade de estudo e as intervenções necessárias alinhadas com os Planos Diretores das Cidades (ADASA, 2018). Por sua vez, Benini (2015) sintetiza que os Planos devem ser idealizados visando contemplar medidas para atenuação de alagamentos e inundações, por meio de simulações de cenários futuros a partir de modelos hidráulicos-hidrológicos, levando em consideração as configurações dos espaços urbanos, o clima, o adensamento, a permeabilidade do solo e fatores de gerenciamentos de riscos. Dessa forma, o controle de alagamentos deve ser considerado como um procedimento permanente para os centros urbanos, quanto ao manejo das águas pluviais.

Na Cidade do Recife o Plano Diretor do Recife (PDDR) passou por uma revisão em 2021, sendo acrescentados alguns objetivos como: estabelecer medidas para ajustamentos frente às mudanças climáticas, reduzir as vulnerabilidades sociais e ambientais, por meio de uma governança multidisciplinar mediante níveis locais com pensamentos globais, a fim de desenvolver uma cidade resiliente e promover a sustentabilidade urbana (MELO et al., 2021).

## **2.5 Microdrenagem e as metodologias sustentáveis**

A microdrenagem compreende o sistema de estrutura que transportam as águas pluviais, que atingem os elementos viários como avenidas, ruas e praças, oriundas diretamente de precipitações e coletas de lotes urbanos. É composta por meio-fio, sarjetas, bocas de lobo, poços de visitas, galerias e canais relacionados aos loteamentos, permitindo drenar o escoamento para o exutório mais próximo. Seu objetivo fundamental é encaminhar as águas pluviais aos condutos da macrodrenagem e é essencial para o perfeito funcionamento de uma cidade (DRUMOND, 2012; SÃO PAULO, 2012; TOMINAGA, 2013).

Ela é empregada nas localidades que não possuem definição natural quanto ao escoamento superficial, ou seja, em áreas impermeáveis, sendo, portanto, estabelecida de acordo com o uso e a ocupação do solo (TOMINAGA, 2013).

Enquanto o sistema tradicional favorece a retirada rápida das águas pluviais das cidades, o sistema sustentável propõe que o escoamento superficial ocorra de maneira mais lenta, idealizando amenizar os alagamentos à jusante (BRASÍLIA, 2020).

Para amenizar as áreas alagáveis das cidades devem-se buscar critérios e intervenções no lote, na praça, parques, passeios, conhecidos também como controle na fonte do escoamento, de maneira sustentável (TUCCI, 2005). Nesse contexto, países como os Estados Unidos, Reino Unido, Austrália vêm desenvolvendo conceitos e artifícios com base no desenvolvimento sustentável da drenagem urbana a partir de métodos, técnicas e procedimentos compensatórios, a fim de gerenciar, da melhor forma, as águas pluviais urbanas e reproduzirem os processos naturais.

Silva e Moura (2017) abordam que a sustentabilidade urbana no Brasil surgiu na década de 1990, abrangendo parâmetros que permitissem amenizar as perdas provocadas pelos alagamentos nas cidades, a partir da infiltração das águas pluviais. Assim, tem-se buscado novas abordagens de soluções técnicas para áreas altamente urbanizadas com objetivo de infiltrar, reter ou retardar as águas precipitadas foram desenvolvidos mecanismos que são instalados próximos à fonte de escoamento, a fim de proporcionar as condições hidrológicas anteriores à urbanização, mantendo suas características (CANHOLI, 2014). Dentre eles tem-se:

➤ Best Management Practices (BMPs)

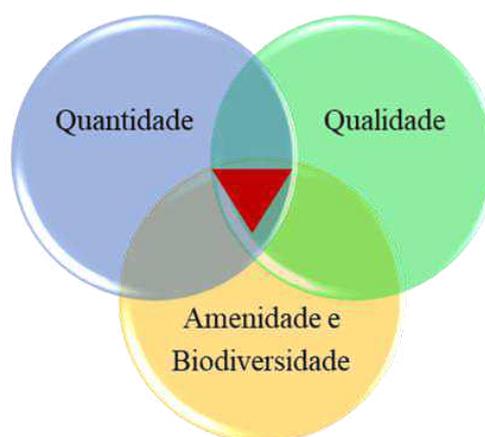
As BMPs que traduzido são as Melhores Práticas de Gestão surgiram na década de 1970 nos EUA, sendo consideradas como uma das primeiras idealizações de abordagens do manejo das águas pluviais e desenvolvidas pela Environmental Protection Agency (EPA), em que todos os municípios com população acima de 100 mil habitantes deveriam possuir um plano de drenagem urbana com o objetivo de reduzir o volume de escoamento e a poluição difusa dos impactos ambientais gerados à jusante. Dessa maneira foi desencadeado o interesse e a preocupação quanto ao gerenciamento das águas pluviais urbanas (CASTRO-FRESNO et al., 2013; TUCCI, 2016).

➤ Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS)

O SUDS, que significa Sistema de Drenagem Urbana Sustentável, surgiu no final da década de 1980 na Europa, destacando-se, mas precisamente no Reino Unido, como alternativa à rede de drenagem convencional e com objetivo de diminuir os impactos provenientes do desenvolvimento urbano na quantidade e qualidade do escoamento superficial, maximizando a biodiversidade com manejo das águas pluviais urbanas. Sua concepção composta por três vias, apresenta os objetivos numa mesma posição, buscando equilíbrio entre eles, embora durante sua implantação exista especificidades locais que possa restringir alguns deles, mas tendendo a reproduzir o ambiente natural antes da urbanização (ALVES, 2020; BALLARD et al., 2007; BALLARD et al., 2015; CASTRO-FRESNO, et al., 2013).

O SUDS pode ser apresentado de várias formas, podendo ser proposto tanto acima como abaixo do solo e destina a gerir e utilizar as águas pluviais junto à sua saída, à superfície e incorporando-a à vegetação, tendendo a proporcionar maiores benefícios e potencializar com a combinação de seus componentes, além disso seu uso pode contribuir para um maior escoamento superficial das águas (Figura 12) (ALVES, 2020; BALLARD et al., 2015; CASTRO-FRESNO, et al., 2013).

Figura 12 - Bases do SUDS



Fonte: Ballard et al. (2007) – Adaptado pela autora

➤ Green Infrastructure (GI)

A GI são as Infraestruturas Verdes que surgiram na década de 1990 no estado da Flórida, nos Estados Unidos. Elas verdes compreendem os espaços que possuem recursos naturais, integrados ao espaço urbano visando reduzir as ilhas de calor urbanas, a gestão da escassez da água, além de proporcionar o escoamento das águas pluviais por meio de adaptação e compensação. O agrupamento de uma infraestrutura verde tende a aumentar a resiliência do meio ambiente por meio das redes ecológicas e conservação da biodiversidade. A implantação dessa tipologia traz benfeitorias aos espaços públicos e privados, possuindo um baixo custo, além de diminuir as áreas propensas a alagamentos e proporcionar um melhor conforto ambiental e o desenvolvimento sustentável (CHOI; BERRY; SMITH, 2021; JAYASOORIYA; NG, 2014; LI et al., 2019;).

As infraestruturas verdes são compostas de espaços abertos interconectados integrados à paisagem urbana que compõem corredores verdes, parques e espaços naturais. O desempenho de GI busca minimizar os impactos negativos oriundos da urbanização, trazendo a restauração do ciclo hidrológico pré-desenvolvimento, que além do manejo das águas pluviais na escala local, proporciona qualidade de vida aos usuários da cidade (CORMIER; PELLEGRINO, 2008; RAI et al., 2019).

➤ Water Sensitive Urban Design (WSUD)

O WSUD que designa Projeto Urbano Sensível a Água surgiu na Austrália na década de 1990 a partir dos conceitos do SUDS, procurando gerenciar o equilíbrio hídrico, a melhoria na qualidade e conservação da água, a diminuição dos impactos ambientais a partir do gerenciamento das águas pluviais no planejamento urbana da cidade. O WSUD tem foco no gerenciamento global do ciclo integrado da água, assim dizendo e incluindo as águas residuais e águas de abastecimento, proporcionando uma maior integração do desenvolvimento com cursos de água no planejamento urbano, tornando-o mais semelhante ao curso natural (BALLARD et al., 2015; FLETCHER, et al., 2015).

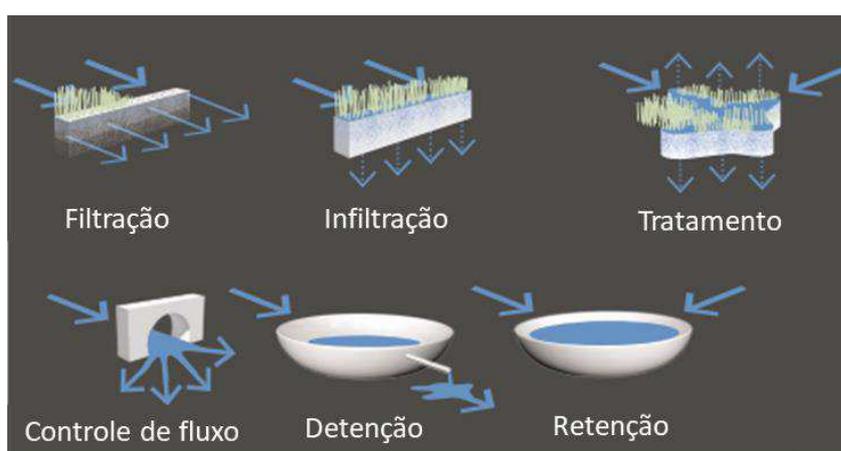
➤ Low Impact Development (LID)

O LID - Desenvolvimento de Baixo Impacto surgiu em 1990 no Condado George's Country, nos Estados Unidos. Pesquisadores e planejadores locais o desenvolveram a partir da necessidade de gerenciar as águas pluviais integradas ao meio ambiente e à paisagem, mais próximo à fonte geradora. O LID busca atuar diretamente na escala de lote urbano, sendo necessário que haja real disponibilidade e conhecimento prévio de áreas impermeáveis na área em estudo para que ocorra sua implantação. Seu planejamento parte de pressupostos com a finalidade de reter, deter, coletar, infiltrar, filtrar e tratar o escoamento superficial junto à fonte (Figura 13) (COFFMAN, 2002; TEJADAS; POSSANTI; MARQUES, 2019).

A metodologia LID preza a busca do natural, do equilíbrio da hidrologia a partir de medidas mitigadoras integradas, considerando cenários pré-desenvolvimentos, tratando funcionalmente as águas pluviais de menores escalas, como os sistemas de biorretenção localizados na origem do escoamento (Figura 13) (FLETCHER et al., 2015).

Yang e Chui, (2018) destacaram que a metodologia LID traz perspectivas que permitem a recuperação do balanço hídrico, a melhoria na qualidade da água, a atenuação de alagamentos e inundações.

Figura 13 - Propriedades do LID

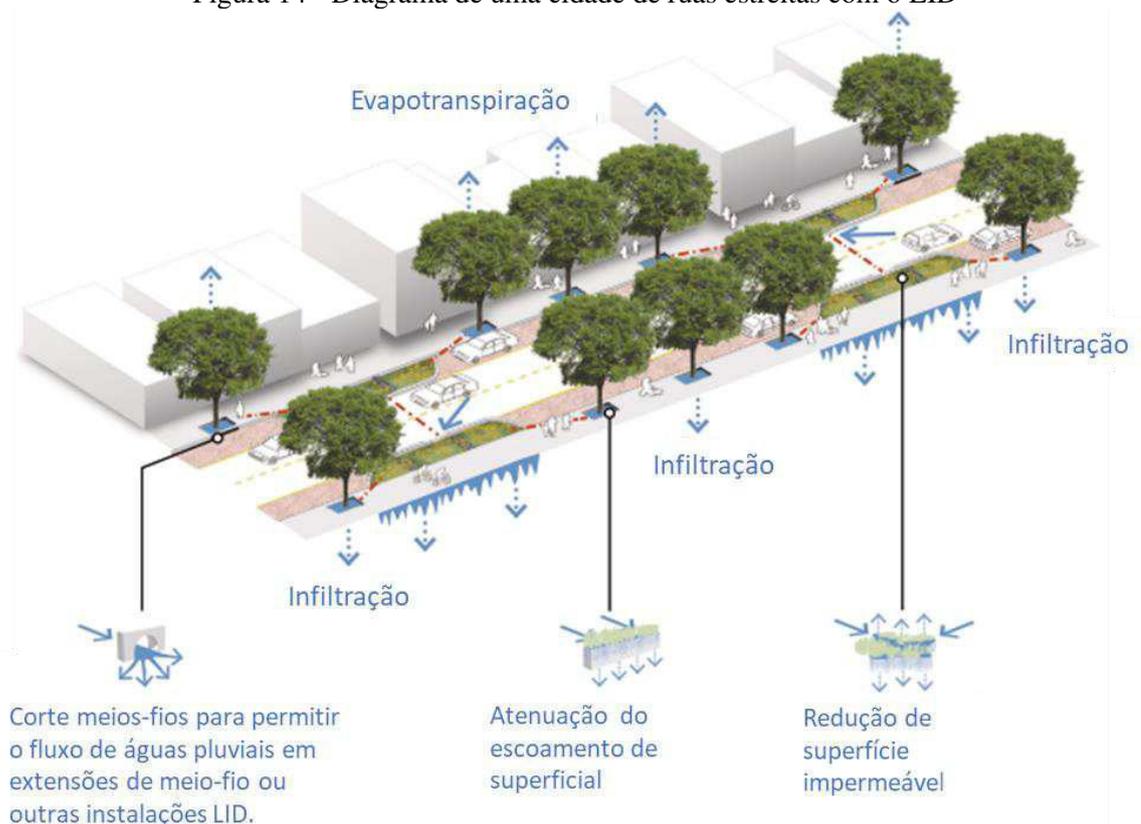


Fonte: UACDC (2010) – Adaptado pela autora

Para isso, o LID possui preceitos que favorecem as conexões entre os componentes formadores de uma cidade: os espaços urbanos, as infraestruturas, os habitantes, pois visa a integração

espacial na promoção de políticas públicas, buscando a preservação dos processos hidrológicos alinhados à gestão pública, proporcionando um desenvolvimento sustentável para as metrópoles, em se tratando das disposições sobre o uso e ocupação do solo (Figura 14) (BAPTISTA, et al., 2013).

Figura 14 - Diagrama de uma cidade de ruas estreitas com o LID



Fonte: UACDC (2010) – Adaptado pela autora

Os conceitos que permeiam o LID podem ser aplicados para diversos tipos de uso do solo e em diversos tamanhos. A ideia não é só reduzir os impactos ambientais, mas também criar paisagens urbanas renováveis, produtivas e regenerativas, com renovação constante do ecossistema. Fazendo uso de tecnologias onde é possível adotar as instalações LID alinhada ao planejamento urbano em diversas escalas, buscando minimizar a degradação do meio ambiente (UACDC, 2010).

Destaca-se também as vias verdes como um tecido conjuntivo fundamental em quadras abertas. Elas permitem uma abordagem ecológica para a cidade ao mesmo tempo em que tratam as águas pluviais, com amortecimento de vazões do escoamento superficial e diminuição de

alagamentos, permitindo a revitalização da natureza no meio urbano e trazendo qualidade de vida aos usuários (Figura 15) (UACDC, 2010).

Figura 15 - Diagrama LID de vias verdes



Fonte: UACDC (2010) – Adaptado pela autora

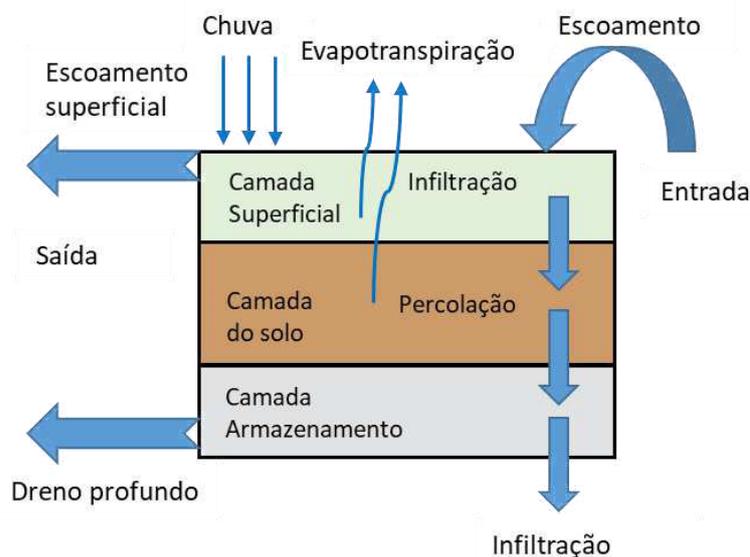
As abordagens metodológicas do LID possuem foco no gerenciamento das águas pluviais urbanas. Na concepção de Souza, Cruz e Tucci (2012) elas dão destaque à conservação e preservação da vegetação e do solo natural, buscando as primícias do ciclo da água e a integração com o meio ambiente, e deve ter o seu planejamento na bacia hidrográfica, chegando até as sub-bacias, e atentando então para os elementos como a topografia, o zoneamento urbano, o meio ambiente e a hidrologia da cidade.

Na visão de Baptista et al., (2013) essas abordagens buscam também restabelecer a capacidade natural do ciclo hidrológico, proporcionando o aumento da infiltração de água no solo e trazendo um possível controle no manejo das águas pluviais, que pode ser elaborado por meio de dispositivos sustentáveis, otimizando o ecossistema.

Os sistemas de controles LID são reproduzidos em camadas, onde suas características são determinadas por unidade de área. No decorrer da simulação é realizado o balanço hídrico, separando o escoamento entre uma camada e outra e o volume da camada de armazenamento

conforme Figura 16.

Figura 16 - Diagrama de Controle LID



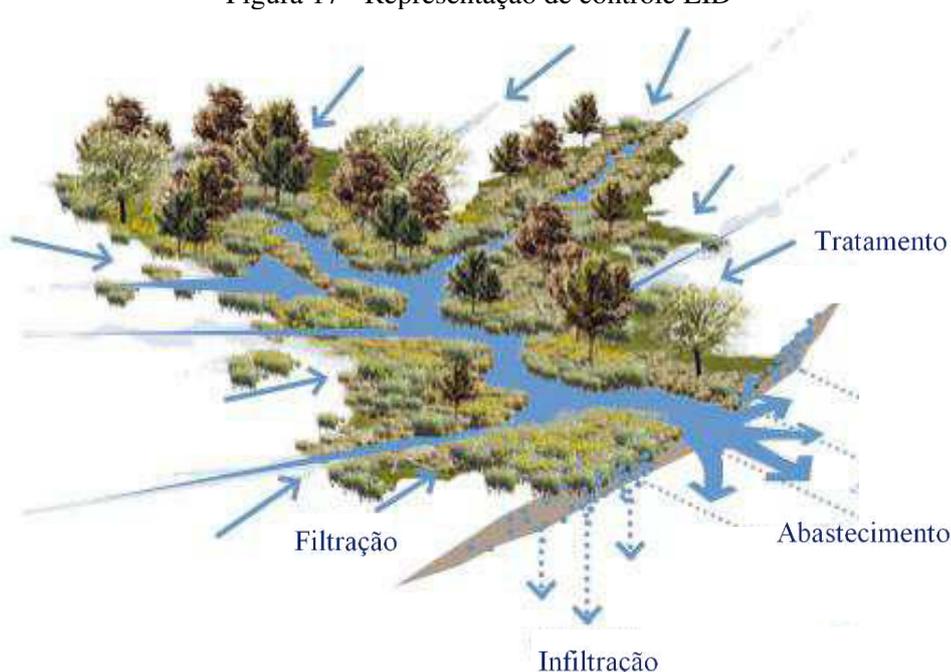
Fonte: Rossman; Huber (2016) – Adaptado pela autora

No Brasil, o então extinto Ministério das Cidades lançou o Manual para apresentação de propostas de drenagem urbana e controle de erosão marítima e fluvial com apoio ao Sistemas de Drenagem Urbana Sustentáveis e de Manejo de Águas Pluviais dos Municípios. O objetivo era propiciar o uso de técnicas LID em escala nacional, promovendo articulações políticas de desenvolvimento urbano a partir do gerenciamento das bacias hidrográficas, empregando ações não estruturais e estruturais para recuperação de áreas degradadas e a redução dos impactos gerados para às populações ribeirinhas (BRASIL, 2009).

Ressalta-se, que essas práticas inovadoras de gerenciamento têm objetivos múltiplos. Deste modo, a implementação de técnicas de drenagem sustentáveis bem-sucedidas integra fatores ambientais, econômicos, sociais, políticos e regulatórios. Essas abordagens atuam diretamente na escala do loteamento, objetivando amenizar os impactos causados pela urbanização das cidades, além de englobar fatores sociais, econômicos e ambientais (TEJADAS; POSSANTI; MARQUES, 2019).

As práticas de LID integram o planejamento urbano, o uso e ocupação do solo e o manejo das águas pluviais em escala local, principalmente, contribuindo com a redução dos impactos ambientais decorrentes das ações antrópicas (Figura 17) (KIM; KIM; DEMARIE, 2017; ZHAO; MENG, 2020).

Figura 17 - Representação de controle LID



Fonte: UACDC (2010) – Adaptado pela autora

Nowogoński (2020) analisou o uso do LID como bacia de detenção na Câmara Municipal de Gorzów Wielkopolski, na Polônia, numa área de 14,5 ha, para um tempo de chuva de 45 minutos. A abordagem LID mostrou-se eficaz para tempos de retorno de 5 e 10 anos. Houve redução na vazão do escoamento e na diminuição de alagamentos. Os estudos apresentaram redução de 9,00% a 16,00% da vazão máxima. Nowogoński recomenda que se possível, deve-se implantar os dispositivos LID ainda na fase de planejamento a fim de reduzir custos e tempo.

ZHU et al., (2019) tiveram como objetivo de avaliar o uso da metodologia LID a fim de reduzir o pico do escoamento superficial, considerando um tempo de retorno de 5 anos e duração de precipitação de 2h, a partir da análise do hidrograma de escoamento, definindo assim os locais apropriados para receber os dispositivos. Os estudos foram realizados na província de Guangzhou, no sudoeste da China, com 162,75m<sup>2</sup> e 67,39% de área impermeável. Foram implantadas células de biorretenção e pavimentos porosos a fim controlar o escoamento superficial, armazenando-o temporariamente. Os pesquisadores também fizeram uso do algoritmo PEST para calibrar o modelo chuva-vazão utilizado, considerando os parâmetros de design das práticas LID. Os resultados mostraram que houve uma redução da área impermeável de 27,39% e que o escoamento gerado pela área remanescente, cobertura impermeável, atende às condições para melhoria da capacidade do sistema de drenagem, considerando tempos de

retorno de 2 a 5 anos.

Silva et al., (2019) utilizaram-se das abordagens do LID a fim de analisar o desempenho de dispositivos de pavimento permeável, telhado verde e reservatório de detenção, levando em consideração seus custos de implantação. O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Centro-Olímpico em Brasília/DF. Eles concluíram que as medidas propostas podem minimizar ou controlar as vazões máxima de escoamento, considerando seus usos simultâneos. Porém, sem reservatório de detenção as ações seriam insignificantes para condição de pré-urbanização. Destacaram ainda que a implantação do reservatório embora seja de alto custo, implica em um desempenho preponderante.

Zanandrea, Silveira (2019) fizeram uso da sistemática LID na bacia hidrográfica Mãe d'Água em Viamão/RS, objetivando uma redução do escoamento superficial em uma área densamente urbanizada, por meio de dispositivos como valas vegetadas e pavimento permeável. O estudo comparou o cenário atual, sem os dispositivos, e um cenário futuro, com os dispositivos e comprovaram que houve uma redução de 14,00% do volume de vazão de escoamento superficial das chuvas, considerando tempo de retorno de 2 anos, comprovando o desempenho satisfatório da metodologia.

Rodrigues, Santini Junior (2021) empregaram a metodologia LID em sua pesquisa na sub-bacia hidrográfica Ribeirão do Santa Rita, no município de Fernandópolis/SP, a fim de analisar a vazão de pico e o potencial de minimização dos alagamentos, por meio de dispositivos como a trincheiras de infiltração, pavimentos permeáveis, jardins de chuva e telhados verdes. Eles obtiveram uma redução de 33,72% da vazão de pico em relação à trincheira, 31,38% em relação aos pavimentos permeáveis, 31,08% dos jardins de chuva e 12,20% dos telhados verdes.

Azevedo et al., (2022) se apropriaram da metodologia LID considerando a simulação de dispositivos de pavimentos permeáveis, telhados verdes e células de biorretenção, para o Campus da Universidade Federal da Paraíba, município de João Pessoa/PB, buscando a redução do pico de fluxo do volume de escoamento superficial. Eles alcançaram uma diminuição de 47,00% de escoamento superficial, considerando uma duração de chuva de 20 minutos.

Câmara et al., (2018) fizeram uso das práticas LID a partir da avaliação de implantação de bacia de detenção na bacia hidrográfica do riacho do Moxotó, na cidade do Recife/PE, onde buscou-

se diminuir o alagamento existente na área. Eles concluíram que com a implantação da bacia de retenção obtiveram uma redução de 76,00% da vazão de pico para o período estudado.

São muitas as metodologias e abordagens em busca do desenvolvimento de drenagem urbana sustentável onde deve-se buscar a integração entre a gestão e o manejo das águas pluviais urbanas, permitindo conduzir a cidade para um sistema de drenagem apropriado, a fim de cooperar também com o aumento da disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica. Assim, percebe-se que a sustentabilidade urbana, em nível de drenagem urbana, tende a controlar a vazão na fonte, evitando problemas de impactos das águas pluviais à jusante (ADASA, 2018; TUCCI, 2012).

As abordagens LID têm sido uma das estratégias para restauração do ciclo hidrológico natural de bacias hidrográficas urbanas frente aos impactos provenientes da crescente urbanização e degradação ambiental, agravados pelas chuvas intensas (SANTANA; et al., 2022 SRISHANTHA; RATHNAYAKE, 2017).

Dentre as abordagens LID mais utilizadas destaca-se a bacia de retenção que atua retendo as águas do escoamento superficial durante e após as precipitações, ficando seca nos períodos sem chuvas. Esse tipo de dispositivo além de permitir a infiltração comporta maior volume de água armazenada temporariamente.

Assim, infere-se que a metodologia LID têm se apresentado mais eficiente quando são utilizadas conjuntamente, permitindo uma maior diminuição da vazão de escoamento superficial.

## **2.6 Técnicas sustentáveis utilizadas para retenção, infiltração e retardo**

Buscando valer-se de estratégias de sustentabilidade ambiental para serem utilizadas nas infraestruturas das cidades, sobretudo em se tratando de drenagem urbana, e abarcando a conjunção do sistema verde (produção de biomassa) com o sistema azul (circulação da água), pesquisadores analisam soluções para o manejo das águas pluviais (BENINI, 2015; MELO et al., 2016).

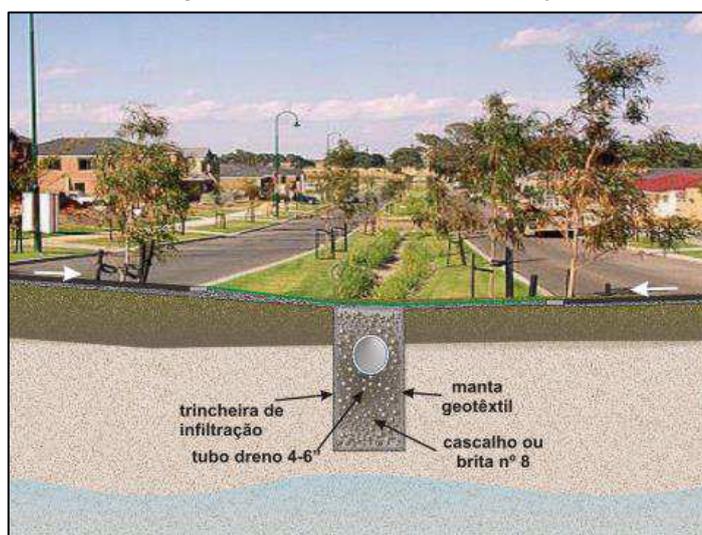
Então, há uma vinculação entre essas estratégias de planejamento e a gestão ambiental urbana em busca de resgatar o ciclo e o fluxo naturais da água de maneira equilibrada, por meio de técnicas ou métodos compensatórios que possam diminuir as vazões a jusante e potencializar o controle de escoamento na fonte (BENINI, 2015; MELO et al., 2016).

➤ Trincheira de Infiltração

São estruturas projetadas com a finalidade de infiltrar, armazenar e filtrar as águas provenientes da pluviosidade (Figura 18). São construídas de formato linear, geralmente longitudinal à via, com a atribuição de amortecer, armazenar e filtrar os volumes dos escoamentos superficiais, possuindo pouca profundidade e largura, geralmente variando entre 0,80 a 1,00m (FRÖHLICH; CAUDURO, 2018; MELO et al., 2016).

As valas são compostas por uma camada de material granular como a brita, a areia, e uma camada de geotêxtil para separar o solo de elementos contaminantes (FRÖHLICH; CAUDURO, 2018; MELO et al., 2016).

Figura 18 - Trincheira de infiltração



Fonte: Geowater (2009)

➤ Jardim de chuvas

Pode ser projetado em diversos formatos, pois se integra facilmente com o meio em seu entorno. Possui como função principal a captação, a retenção, o retardo e a atenuação dos impactos provocados pelo excesso da pluviosidade (Figura 19). As imposições do solo serão

determinantes para saber se a água será totalmente infiltrada ou necessitará de extravasor, se for o caso (CORMIER; PELLEGRINO, 2008; TANG et al., 2016).

Silva e Moura (2017) recomendam que é indispensável que se desvie às águas excedentes, provenientes dos eventos de precipitação, para o sistema de drenagem existente, e ressaltam que a seleção das espécies de vegetação assegura uma operação mais eficiente, facilitando também a manutenção do dispositivo.

Figura 19 - Diagrama de jardim de chuva



Fonte: Biblus (2022)

Constitui parte das técnicas de baixo impacto, associando-se ao espaço urbano e fazendo parte do paisagismo como em canteiros, praças, lotes, parques, amenizando o microclima e o conforto ambiental, e possibilitando aumento da umidade relativa do ar (CORMIER; PELLEGRINO, 2008; TANG et al., 2016).

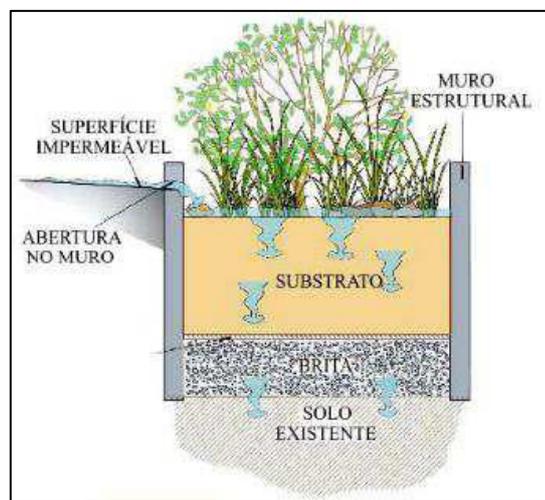
Geralmente o jardim de chuva recebe direcionamento das águas pluviais providas da cobertura ou do pavimento impermeável (CORMIER; PELLEGRINO, 2008; TANG et al., 2016).

#### ➤ Canteiro pluvial

É considerado um jardim de chuva, porém em menor escala para pequenos espaços urbanos conforme visto na Figura 20. Pode atuar como bacia impermeabilizada, quando sua instalação ocorre em solo de pouca permeabilidade, servindo como procedimento para a evapotranspiração. (BONZI, 2015).

A evapotranspiração compreende uma parcela essencial do ciclo hidrológico. Refere-se ao processo de evaporação da água do solo e da transpiração. Ela compõe o balanço hídrico onde a entrada de água se dá por meio da precipitação e as perdas por meio da infiltração, escoamento e evapotranspiração, em que a água, proveniente da precipitação, retorna à atmosfera por meio da transpiração dos vegetação. Assim, o canteiro pluvial pode ser instalado em calçadas, pois ficam no nível do passeio, canteiros centrais, estacionamentos contribuindo para a infiltração no solo (BHAGAT, 2014; BONZI, 2015; MANSELL; ROLLET, 2006; NAGHETTINI, 2012).

Figura 20 - Diagrama esquemático de canteiro pluvial

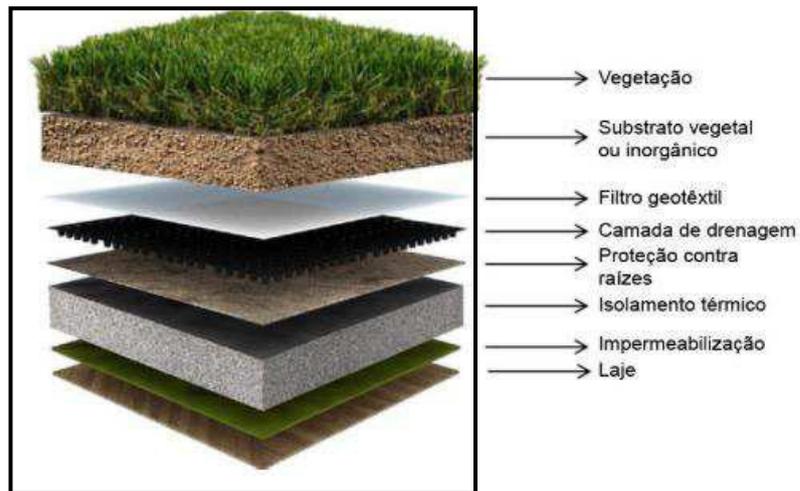


Fonte: Bonzi, (2015)

#### ➤ Telhado verde

São dispositivos construídos sobre laje impermeabilizada ou sob superfície rígida, com descidas pluviais, compostos por camadas de solo mineral com matéria orgânica, camada drenante, filtro plástico com pequenas tramas que libera a água, filtro geotêxtil e sua extensão é vegetada, conforme Figura 21. Sua vegetação é baixa, podendo ser utilizadas sedos e gramíneas e possuindo tipologia extensiva, quando sua camada varia de 5cm a 15cm, ou intensiva, com camadas variando entre 20cm a 60cm (CORMIER; PELLEGRINO, 2008).

Figura 21 - Diagrama de telhado verde



Fonte: Vijayaraghavan; Joshi (2015)

### ➤ Parque Linear

São dispositivos que buscam integrar os espaços urbanos fragmentados, instalados em corredores ecológicos, que desempenham atividades de cultura, lazer e mobilidade não motorizada para a população, favorecendo assim, a proteção ambiental. Possuem uso múltiplo e é responsável por receber o escoamento excedente de córregos e combater as ilhas de calor urbanas (Figura 22).

Figura 22- Parque linear do Kartódromo – SP



Fonte: USP (2019)

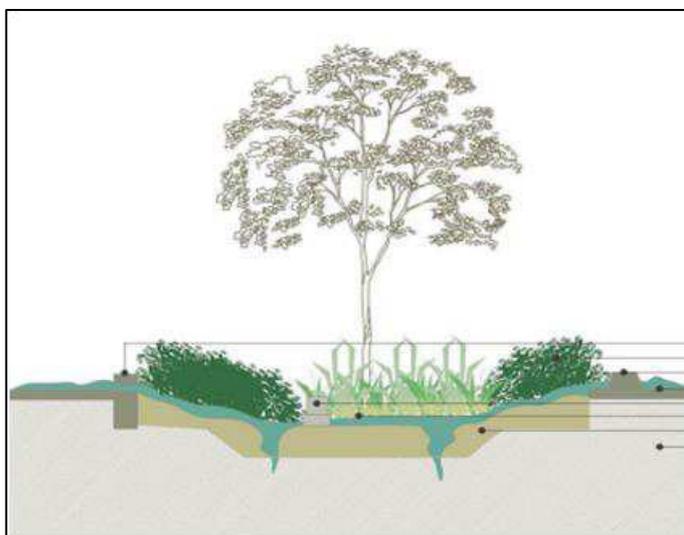
Esses mecanismos permitem armazenar a água em seu solo, contribui com a evapotranspiração, recarga de aquíferos e possui algumas outras atribuições como integração ao espaço urbano,

proteção de margem de rios, reestruturação da mata ciliar, controle do escoamento superficial, controle da poluição difusa e formação de novos habitats (BRASÍLIA, 2020; USP, 2019).

➤ Biovaleta

É definida como sendo de uma calha rasa, de forma trapezoidal com declives laterais e largura de fundo, coberta com vegetação, possuindo a finalidade de retenção, redução e retardo do escoamento superficial de águas pluviais, além da purificação de poluição difusa (Figura 23) (BLOORCHIAN et al., 2016).

Figura 23 – Diagrama de uma biovaleta



Fonte: Bonzi, (2015)

Na visão de Andrade, L. (2014) as biovaletas possuem formato trapezoidal ou retangular, com pequenos taludes que facilitam a entrada da água, além da vegetação que atenuam a precipitação escoada e intensifica o contato das águas pluviais com o solo, por meio da infiltração. Trata-se de dispositivos lineares com depressões. É considerada um sistema de biorretenção sob depressões lineares composta por solo natural, vegetação e camada drenante, analisando sua capacidade de infiltração, seu retardo no escoamento superficial e o seu potencial de armazenamento, propiciando sustentabilidade no espaço urbano (CREACO; FRANCHINI, 2012).

Cormier; Pellegrino (2008) qualificam a biovaleta como valas de biorretenção vegetadas que purificam as águas pluviais urbanas, proporcionando o retardo do escoamento superficial, onde as águas retidas podem lentamente seguir para o sistema de drenagem convencional existente.

Recomenda-se que a biovaleta seja implantada em extensões planas, lineares com rebaixamentos, camadas drenantes e vegetação que auxilia no escoamento das águas pluviais, sendo capaz de interligar diferentes dispositivos, além do sistema de drenagem convencional. Além disso, a biovaleta contribui com a evapotranspiração realizada pela sua vegetação, favorecendo o aumento da umidade do ar (BONZI, 2015).

Creaco e Franchini (2012) sugerem que deve ser levado em conta, durante o dimensionamento do dispositivo, que as precipitações iniciais sejam minimizadas antes das próximas chuvas, ou seja que elas sejam infiltradas nas áreas permeáveis a fim de reduzir o volume proveniente do escoamento superficial. Assim, a camada de armazenamento da biovaleta deverá retardar o escoamento, ainda que haja saturação do solo na camada imediatamente abaixo. Dessa forma, deve-se considerar o extravasamento do sistema de biorretenção.

A Ballard et al., (2015) recomenda que a vegetação utilizada deverá preservar o solo de maneira que mesmo havendo extravasamento na biovaleta, o solo não deverá sofrer a erosão. Para isso devem ser levados em consideração a velocidade de entrada do fluxo e a declividade do componente. Os autores ressaltam ainda que o sistema de biorretenção deve ser instalado junto à paisagem local, próximo à fonte e propício a drenar áreas pequenas de até 0,80ha se forem contínuos, podendo ser instalados em áreas maiores se forem modulados com zonas vinculadas. Assim, eles recomendam que a biovaleta tenha largura superior a 0,60m e inferior a 20,00m e comprimento máximo de 40m, para que a água drenada permaneça uniforme.

Silva e Moura (2017) veem no sistema de biorretenção uma possível solução para a infiltração das águas pluviais, pois além de possuir a versatilidade para ser implantado nas áreas urbanas das cidades ele também remove os poluentes, permitindo infiltração de uma água mais purificada para recarga do lençol freático. As autoras recomendam que sejam implantados em terrenos de planícies com áreas inferiores a 10.000m<sup>2</sup>.

Já Tucci (2005) lembra que a escolha da metodologia e técnicas apropriadas deve levar em consideração as especificidades do local de implantação, além da gestão do uso do solo, prevenindo possíveis falhas durante o processo executivo.

No Brasil, a cidade de São José dos Campos, localizada no Estado de São Paulo, vem adotando, para o manejo de suas águas pluviais, as Soluções Baseadas na Natureza (SbN). Essa

abordagem visa ampliar os serviços ecossistêmicos, buscando legitimação na natureza e possui diferentes formatos, tipologias e capacidade de infiltração de água. Dentre as ações realizadas estão o uso de jardim de chuva, biovaleta, canteiro pluvial, bacia de retenção vegetada e sistema de biorretenção (SÃO JOSÉ DOS CAMPOS, 2022).

Recentemente, aquele município recebeu a certificação de Cidade inteligente, resiliente e sustentável, durante o SCB Congress, Congresso responsável por articular políticas públicas de desenvolvimento sustentáveis para os países pertencentes à América Latina, promovido pelo Instituto Smart City Business América. Sendo assim, a primeira cidade brasileira a conquistar a certificação pela ABNT em conformidade com as normas internacionais NBR ISO (International Organization for Standardization). Para isso, foram aferidos 276 indicadores, das três normas ISO, nas esferas de serviços públicos urbanos, práticas sustentáveis e qualidade de vida da população, recebendo destaques para segurança energética e corredor sustentável (SÃO PAULO, 2022).

Para Paus; Braskerud (2014) a velocidade de entrada das águas pluviais no sistema de biorretenção deve ser reduzida a fim de evitar os processos de erosão do solo, podendo vir a comprometer a vida útil do sistema. Azevedo (2021) recomenda que a velocidade de escoamento seja maior que 0,60m/s, para evitar depósito de resíduos na tubulação e menor que 5,00m/s para evitar turbulências no sistema.

Esses dispositivos são projetados objetivando a absorção do escoamento superficial em até 48h, permanecendo com lâmina de até 150 mm, em razão da taxa de infiltração, atuando no amortecimento do escoamento. Assim, os dispositivos passam a integrar os espaços verdes da cidade incorporando-os e trazendo harmonia e preservação ao meio ambiente (SÃO PAULO, 2022).

Pereira et al., (2021) consideram que o sistema de biorretenção seja ininterrupto, conseguindo “capturar” a precipitação inicial, com efeito eficaz nas maiores precipitações, sendo favorecido pela sua tipologia. Partindo do princípio de escoamento lento, podendo considerar o armazenamento temporário das águas, nos casos de solo com baixa capacidade de infiltração (Figura 24) (AZEVEDO, 2021).

Figura 24 - Biovaleta pluvial na faixa de serviço da calçada



Fonte: AIONA et al., (2020)

## **2.7 Legislação no Brasil quanto ao uso de técnicas sustentáveis**

A integração de metodologias de desenvolvimento sustentável permite uma melhor qualidade ambiental para as cidades, em se tratando de manejo das águas pluviais, a partir de medidas que proporcionem o retardo do escoamento superficial, diminuição do pico de pluviosidade, aumento do tempo de concentração, reduzindo assim os efeitos negativos provocados pelo crescimento da urbanização (SANTOS, 2018).

Há uma preocupação generalizada, em relação aos fenômenos naturais extremos de pluviosidade no Brasil, pois eles têm provocado muitas perdas materiais e humanas. E prova disso é que muitas cidades têm criado Leis e modificado instrumentos de gestão urbana para que melhor viabilizem o uso e ocupação do solo, buscando preservá-lo da forma mais natural ou reparando-o quando necessário, conforme exposto no Quadro 3.

Quadro 3 - Legislações sustentáveis e manejo das águas pluviais no Brasil

<b>Instrumento Legal</b>	<b>Ano</b>	<b>Município</b>	<b>Disposição/Descrição</b>
Lei Municipal n.º 515/2022	2022	Cuiabá/MT	Instituiu o programa IPTU Sustentável, pelo qual passaram a ser concedidos descontos no referido tributo às habitações sustentáveis.
Lei n.º 14.119/2021	2021	Brasil	Trata-se de uma forma de incentivo à conservação e desenvolvimento sustentável pela remuneração em troca do bem preservado, para agricultores familiares.
Decreto n.º 20.746/2020	2020	Porto Alegre/RS	Dispõe sobre a utilização de área de lazer, convívio e paisagismo em Rooftops sustentáveis.
Decreto n.º 29.100/2017	2017	Salvador/BA	Cria certificação sustentável com direito a desconto do IPTU a quem instala tecnologias como telhados verdes, reaproveitamento da água da chuva etc.
Lei Complementar n.º 929/2017	2017	Brasília/DF	Dispõe sobre dispositivos de captação de águas pluviais para diversos fins em unidades imobiliárias e empreendimentos no Distrito Federal.
Lei Municipal n.º 18.112/2015	2015	Recife/PE	Os projetos de edificações habitacionais multifamiliares com mais de quatro pavimentos e não habitacionais com mais de 400m <sup>2</sup> de área de cobertura, deverão prever a implantação de "telhado verde" para sua aprovação. Além dos reservatórios para acumulação ou retardo das águas pluviais especificados.
Decreto n.º 55.994/2015	2015	São Paulo/SP	Dispõe de uso de telhados verdes e jardins verticais que podem ser utilizados.
Lei Complementar n.º 913/2015	2015	Santos/SP	Dispõe sobre o incentivo à implantação do "telhado verde".
Decreto n.º 35.745/2012	2015	Rio de Janeiro/RJ	Dispõe sobre edificações e projetos que incluem tecnologias como telhados verdes, jardins verticais etc., que podem ganhar o selo "Qualiverde", com a vantagem de preferência nos processos de licenciamento da obra.
Lei Municipal n.º 18.014/2014	2014	Recife/PE	Instituiu o Sistema Municipal de Unidades Protegidas no âmbito do Município do Recife - SMUP Recife. Agregando os atributos naturais da cidade, visando à melhoria da qualidade de vida humana. Atualmente existem 98 IPAV com a função de manter e conectar os espaços vegetados na malha urbana, amenizar o clima local e constituir refúgio para a fauna, possibilitando assim o bem-estar da coletividade e o equilíbrio ecológico da cidade.
Lei n.º 5840/2014	2014	Canoas/RS	Permite a compensação por meio de telhados verdes.
Lei n.º 16.050/2014	2014	São Paulo/SP	Aprova a Política de Desenvolvimento Urbano e o Plano Diretor Estratégico do município de São Paulo.

Quadro 3 - Legislação sustentáveis e manejo das águas pluviais

(Continuação)

<b>Instrumento Legal</b>	<b>Ano</b>	<b>Município</b>	<b>Disposição/Descrição</b>
Lei Estadual nº 10.047/2013	2013	Paraíba/PB	Dispõe sobre a previsão de construção de telhados verdes em condomínios edificados, residenciais ou não, com mais de 3 (três) unidades agrupadas verticalmente.
Lei Complementar nº 235/2012	2012	Goiânia/PE	Concede descontos de até 20,00% do IPTU a quem instalar: telhados verdes, jardins verticais, painéis fotovoltaicos, pavimentos permeáveis.
Lei nº 7031/2012	2012	Guarulhos/SP	Obriga a instalação de telhados verdes, de acordo com seus critérios.
Lei nº 6793/2010	2010	Guarulhos/SP	Concede descontos do IPTU que vão de 3,00% a 5,00% por tecnologias, que podem ser os telhados verdes, painéis fotovoltaicos, sistemas de captação de água da chuva.
Lei nº 2646/2009	2009	Ipatinga/MG	Dispões sobre medidas que preservem, protejam e recuperem o meio ambiente, concedendo, em contrapartida, benefício tributário ao contribuinte que a ele aderir.
Lei nº 13.276/2002	2002	São Paulo/SP	Torna obrigatória a execução de reservatório para as águas coletadas por coberturas e pavimentos nos lotes edificados ou não, que tenham área impermeabilizada superior a 500,00m².
Lei Complementar nº 434/1999	1999	Porto Alegre/RS	Dispõe do uso de telhados verdes e pavimentos permeáveis.

Fonte: Collodel (2009); Silveira (2022); Silva Júnior (2015) – Adaptado pela autora

Há um esforço contínuo em todas as esferas públicas para preservação, conservação e utilização de medidas compensatórias de drenagem urbana, a fim de assegurar uma melhor qualidade de vida para os usuários, buscando estratégias que favoreçam o escoamento superficial e amenizem os alagamentos e transtornos nas cidades, permitindo manter o processo natural e hidrológico do meio ambiente.

Em 2020 o Ministério do Meio Ambiente (2020) lançou o Aplicativo (APP) CAU Cidadão, que apresenta informações e dados sobre as áreas verdes, de uso e ocupação do solo, de tipologias construtivas, de indicadores ambientais e infraestrutura das cidades. O APP é alimentado a partir de dados do IBGE e dos governos municipais. A iniciativa segue um dos eixos da Agenda Ambiental Urbana por meio do programa Cidades + Verdes, do governo Federal, e tem como principal objetivo ampliar a qualidade e quantidade de áreas verdes nas cidades, buscando a

melhoria na qualidade de vida de seus habitantes e favorecendo as infraestruturas delas, visando o equilíbrio ambiental. (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2020).

Em consulta realizada no dia 23 de maio de 2023, a partir do programa mencionado e de acordo com o APP, o Recife possui 765 áreas verdes distribuídas entre as tipologias de bosques, parques, praças, canteiros vegetados, áreas de preservação, jardim botânico e áreas de agricultura urbana. O APP informa ainda que a cidade possui 98,21% de área urbana, sendo somente 3,06% dessa área permeável (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2020).

Pode-se afirmar que a drenagem urbana se caracteriza como uma das grandes problemáticas enfrentadas pelos gestores do solo urbano na contemporaneidade. A dificuldade na aplicação dos instrumentos urbanísticos resulta numa urbanização desordenada nas áreas de bacias hidrográficas, elevando assim os picos de escoamento superficial direto e os volumes das vazões.

## **2.8 Modelagem hidráulico-hidrológica**

A modelagem hidráulica-hidrológica aplica-se por meio do comportamento físico dos processos hidrológicos, fazendo uso de equações da quantidade de movimento e da conservação da massa, seja na forma integral ou parcial, na análise de uma bacia hidrográfica. Modelos com fundamentos físicos são importantes para investigação, pois são constituídos dos processamentos que ocorrem dentro da bacia, permitindo avaliar variáveis importantes para tomadas de decisões (SANTOS, 2009).

Os modelos hidrológicos buscam retratar, de forma simplificada, a realidade de uma bacia hidrográfica, objetivando a compreensão dos processos que os envolvem e são capazes de simular hipóteses, fazendo previsão do futuro e auxiliando nas tomadas de decisões junto ao gerenciamento das águas. Sua identificação varia em função da modelagem, da relação das variáveis empregadas, da representação das informações e da relação espacial, se houver, podendo ser classificados em:

- a) Modelos determinísticos – consideram-se os que estabelecem resultados semelhantes aos dados de entrada, inclusive quando a variável de entrada possuir caráter aleatório;
- b) Modelos estocásticos – são os que envolvem variáveis com comportamentos aleatórios e possuem distribuição de probabilidade, levando em consideração as possibilidades das variáveis;
- c) Modelos empíricos – são os que não possuem desempenho evidente dos métodos físicos da bacia hidrográfica e são baseados em correlação e análise de regressão, por meio de ajustes estatísticos, mas podem dispor de características regionalistas;
- d) Modelos conceituais – são ditos os que se baseiam em equações que representam o processo hipotético ou físico conceitual, podendo não ser realísticos (ALMEIDA; SERRA, 2017; CLARKE, 1973; SANTOS, 2009).

Os avanços tecnológicos proporcionaram o desenvolvimento e evolução de muitos modelos hidráulicos-hidrológico (Quadro 4) (possibilitando assim, maiores conhecimentos para: i) solucionar as questões ambientais; ii) analisar a qualidade e disponibilidade hídrica; iii) dimensionar os sistemas de drenagem urbana e auxiliar as tomadas de decisões.

Nesse contexto é possível simular cenários a fim de verificar as ações ocorridas em consequência da urbanização, buscando as possíveis elucidações, levando em consideração também a performance do sistema de drenagem urbana existente (ALMEIDA; SERRA, 2017; COLLODEL, 2009; LIMA et al., 2013).

Quadro 4 - Alguns modelos hidráulicos-hidrológicos

Código	Nome	Ano	Agência Criadora
CAWM	Campus Agreste Watershed Model	2020	UFPE
MIKE URBAN (MIKE 11; MIKE MOUSE/SWMM; MIKE FLOOD)	Mike Urban	2014	DHI - Dinamarca
GeoRAS; HEC-HMS; HEC-HAS 4.1	The Hydrologic Engineering Center-River Analysis System	2008	Corps of Engineers - USA
MGB-IPH	Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul	2006	IPH/UFRGS
PCSWMM	CHI (Computational Hydraulics International) - GIS do SWMM	2004	EPA-USA
MODCEL	Modelo de Célula	2001	COPPE_UFRJ

Quadro 4 - Alguns modelos hidráulicos-hidrológicos (Continuação)

<b>Código</b>	<b>Nome</b>	<b>Ano</b>	<b>Agência Criadora</b>
TOPMODEL	Topography Based Hydrological Model	1995	Lopes
MODHAC	Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul	1989	UFRGS
WESP	Watershed Erosion Simulation Program	1987	Lopes
ABC	Análise de Bacias Complexas	1985	Universidade de São Paulo
MOUSE	Modeling of Urban Sewer	1985	DHI
AÇUMOD	Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal da Paraíba	1983	ORSTOM - UFPB
SMAP	Soil Moisture Accounting Procedure	1982	Lopes
IPH-2	Instituto de Pesquisas Hidráulicas	1981	IPH-UFRG
DR3M	Distributed Routing Rainfall-Runoff Model	1978	USGS
TR-55	SCS Technical Release 55	1975	SCS
STORM	Storage, Treatment, Overflow Runoff Model	1974	Corps of Engineers - USA
ILLUDAS	ILLinois Urban Drainage Area Simulator	1972	III. Water Survey
SWMM	Storm Water Management Model	1971	EPA-USA
CHM	Chicago Hydrograph Method	1959	City of Chicago

Fonte: Collodel (2009); Silans et al., (2000); Silva Júnior (2015); UFPE, 2022; UFRGS, 2022; Viessman e Lewis (2002) – Adaptado pela autora

Embora haja um modelo que foi desenvolvido localmente, o CAWM, não se optou por sua utilização pelo fato de não haver muitos dados disponíveis na literatura científica para embasamento de seu emprego e compreensão de seus resultados.

Fayal (2008) declara que houve um grande aperfeiçoamento quanto à expansão dos modelos hidrológicos, pois eles conseguem retratar a bacia hidrográfica com maior exatidão e de maneira mais representativa, relacionando seus processos físicos.

A seleção de um modelo hidrológico está condicionada aos objetivos, potencial ou simulação, disponibilidade de dados existentes, características climáticas e físicas da bacia hidrográfica, além do conhecimento técnico do usuário acerca do modelo, que pode simular tanto a hidrologia quanto a qualidade da água. Os modelos dispõem de parâmetros que são empregados para previsão de eventos futuros, sendo capazes de reproduzir situações desastrosas nos espaços urbanos, a fim de prevenir os possíveis danos que poderiam causar à sociedade quanto às tomadas de decisões (Quadro 5) (ALMEIDA; SERRA, 2017; MOREIRA, 2005; MORIASI, 2012).

Quadro 5 - Tipos, características e finalidades dos modelos hidrológicos

Nome	Natureza	Características	Finalidade
Precipitação-vazão	Determinístico, Empírico e Conceitual	Calcula a vazão de uma bacia a partir da precipitação.	Extensão de séries de vazões; dimensionamento; previsão em tempo real; avaliação do uso da terra.
Vazão-vazão	Determinístico, Empírico e Conceitual	Calcula a vazão de uma seção a partir de um ponto à montante.	Extensão de séries de vazões; dimensionamento; previsão de cheia.
Geração estocástica de vazão	Estocástico	Calcula a vazão com base nas características da série históricas.	Dimensionamento do volume de reservatórios.
Fluxo saturado	Determinístico	Determina o movimento, vazão potencial de águas subterrâneas a partir de dados de realimentação e bombeamento.	Capacidade de bombeamento; nível do lençol freático; interação rio-aquífero.
Hidrodinâmico	Determinístico	Sintetiza vazões de rios e rede de canais.	Simulação de alterações do sistema; efeitos de escoamento à jusante.
Qualidade da água	Determinístico	Simula a concentração de parâmetros de qualidade da água.	Impactos efluentes; eutrofização de reservatórios; condições ambientais.
Rede de canais e condutos	Determinístico	Otimiza o diâmetro dos condutos e verifica as condições de projeto.	Rede de abastecimento de água; rede de irrigação.
Operação de reservatórios	Estocástico, determinístico	Determina operação ótima de sistemas de reservatórios.	Usos múltiplos.
Planejamento e gestão de sistemas múltiplos	Estocástico, determinístico	Simula condições de projetos e operações de sistemas a partir de vários modelos.	Reservatórios, canais, estações de tratamento, irrigação, navegação fluvial.

Fonte: Fayal (2008) – Adaptado pela autora

### 2.8.1 O modelo SWMM

O SWMM é um modelo hidrológico de gerenciamento de águas pluviais, determinístico e conceitual, hidrodinâmico e com simulação de chuva-vazão, proporcionando analisar a quantidade e qualidade do escoamento superficial, por meio de eventos contínuos ou únicos, levando em conta a variabilidade espacial (ROSSMAN, 2012).

O modelo foi desenvolvido pelo U.S. Environmental Protection Agency (EPA), Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos que é responsável pela preservação dos recursos

hídricos e naturais e atua efetuando ações que resguardem a disponibilidade hídrica e a proteção ao meio ambiente, a partir de programas de pesquisas realizados nos Estados Unidos (ROSSMAN, 2012).

A variabilidade espacial está relacionada a influência dos fatores meteorológicos e hidrológicos como precipitação, infiltração, evaporação, escoamento em uma bacia hidrográfica. Os modelos hidráulico-hidrológicos trabalham com a distribuição da escala espaço-temporal da topografia, da chuva, da cobertura dos solos, do clima, vegetação e dos dados pluviométricos a fim de limitar a heterogeneidade existente na bacia (DAI, CHEN E SHEN 2020; ROSSMAN; HUBER 2016).

Assim, o modelo SWMM é capaz de simular o desempenho hidráulico-hidrológico, possibilitando ser visualizado em vários formatos. A variabilidade espacial é alcançada, a partir da subdivisão da área de estudos em áreas menores e uniformes que são as sub-bacias, com seus parâmetros. Dessa forma, o deflúvio é carregado entre as subáreas e o sistema de drenagem urbana, por meio de redes de canais, tubulações e dispositivos (ROSSMAN; HUBER, 2016).

Para Collodel (2009) a variabilidade espacial é reconhecida para os parâmetros de modelos classificados como distribuídos, semi-distribuídos e concentrados, sendo admitidos como mais realísticos e complexos. Os parâmetros de entrada para o modelo SWMM se apresentam no Quadro 6.

Quadro 6 - Parâmetros de Entrada do SWMM

Parâmetros de Entrada no Modelo			
Parâmetros	Unidade	Sigla	
Área	ha	A''	
Áreas Impermeáveis	%	AI	
Largura média	m	L	
Declividade	%	D'	
Coefficiente de Rugosidade Manning (N) Área Permeável	$m^{-1/3} . s$	NP	
Coefficiente de Rugosidade Manning (N) Área Impermeável	$m^{-1/3} . s$	NI	
Profundidade de Armazenamento em depressões - Área Permeável	mm	PA	
Profundidade de Armazenamento em depressões - Área Impermeável	mm	PI	
Taxa de Infiltração	mm/h	i'	

Fonte: Roesner (2001) – Adaptado pela autora

Dai, Chen e Shen (2020) empregaram o modelo SWMM para quantificar a poluição urbana de fonte não pontual (NPS), junto com o algoritmo autônomo celular (CA) que representa uma modelagem discreta, de fácil compreensão, mas de um comportamento complexo, chamando-o de CA-SWMM e efetuar a simulação de chuva-vazão de uma implantação LID em relação ao efeito escala espacial, analisando seu desempenho. A pesquisa se deu na Universidade Normal em Pequim, na China. A área de estudo, a bacia hidrográfica, possui uma extensão de 43,52ha e uma alta taxa de impermeabilização, cerca de 65,00%, com precipitação média anual em torno de 500–600 mm, porém possui poucos dados de drenagem urbana. Eles concluíram que os resultados da simulação hidrológica, vazão de pico e vazão média, tiveram aumento na escala espacial em relação à resolução de 10x10m e diminuição gradativa do pico de vazão, sendo influenciado pela mudança do uso do solo. Também houve uma razoável melhoria no desempenho quanto às simulações da poluição da chuva-vazão, tornando-se fidedigno para rastreamentos da poluição e na implantação de LID, porém a simulação da poluição foi mais relevante.

Hamouz e Muthanna (2019) fizeram uso do SWMM, com calibração automática pelo método do coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSME), para simular o desempenho hidrológico de um telhado verde e de um telhado cinza, confeccionados a partir de agregados leves extrudados, na região de Trondheim, Noruega. Eles obtiveram valores de 0,94 e 0,88 para os ajustes de calibração e validação do telhado verde e de 0,78 e 0,81 para os ajustes de calibração e validação para o telhado cinza, respectivamente. Quanto ao escoamento obtiveram 0,56 e 0,37 com volume de 30,00% e 11,00% dos telhados. Então, concluíram que o modelo permitiu simular os escoamentos apresentando bons ajustes entre os valores simulados e observados, levando em consideração o clima da região.

Hamouz e Muthanna (2019) afirmam que o modelo SWMM pode ser empregado para simular a performance de diferentes tipos de telhados e disponibilizar informações para auxiliar na gestão urbana sustentável, dando amparo para novas implementações de metodologias.

Conserva et al., (2019) analisaram o desempenho de sistema de biovaletas para um Projeto de Expansão Urbana do Setor Habitacional Taquari (SHTQ), numa área ambientalmente vulnerável localizada em Brasília/DF, buscando associar os aspectos do crescimento urbano com o escoamento superficial. A área preservada contribui com sua drenagem natural para Lago Paranoá e o uso do seu solo, sem alternativa sustentável de drenagem, traria sérios prejuízos

ambientais. Com o uso desse solo a vazão de escoamento seria aumentada em 165,00%. Para amenizar esse aumento eles propuseram a implantação de abordagens socioecológicas por meio de biovaletas. Com a implantação das biovaletas a vazão de escoamento seria de 98,00%, resultando numa redução de 67,00%.

Silveira et al., (2022) realizaram seus estudos fazendo uso do modelo SWMM para simulação de hidrograma de vazão de pico de chuvas na bacia hidrográfica do Ribeirão Vai e Volta em Poços de Caldas, Minas Gerais. Eles efetuaram a calibração de forma manual, por tentativas e erros, para dois eventos de pluviosidades, tendo obtido como comprovação da eficiência o Nash-Sutcliffe (NSE) de 0,73, com erro de vazão de cheia e do volume provindo do escoamento em torno de 15,00%. Eles também se utilizaram do modelo para 3 eventos posteriores, obtendo ajustes médio de 0,79 com erros de vazão de cheia e do volume do escoamento menores que 5,00%.

Costa, Tsuji e Koide (2021) utilizaram o SWMM para analisar o sistema de drenagem urbana existente, a partir da calibração do modelo chuva-vazão, na bacia hidrográfica Região Administrativa do Riacho Fundo I, no Distrito Federal, que tem como exutório o lago Paranoá. A área de estudos possui 2,3 km<sup>2</sup> de extensão e sua análise se deu com base em 21 eventos de precipitação entre os anos de 2018 a 2019. Eles inferiram que o modelo conseguiu representar solução mais próxima à realidade, após execução da calibração, embora tenha havido a necessidade de ajustes em alguns parâmetros (área, coeficiente de Manning para área impermeável, largura média, armazenamento em depressões permeáveis).

Silva, A. (2018) efetuou o levantamento topográfico da rede de drenagem urbana existente na rua Professor Benedito Monteiro, com objetivo de propor técnicas compensatórias para atenuar ponto de alagamento existente nesta rua, por meio do modelo SWMM. Além da proposta, ele logrou a desobstrução de rede local. Assim, obteve uma redução de 80,65% e 61,93% do volume total da área alagada, para o cenário 1 simulado, comparando a situação antes da desobstrução e após a desobstrução com uso do pavimento permeável e 84,00% e 67,54% de redução do volume total da área alagada, para o cenário 2 simulado, considerando o uso de pavimento permeável.

Na visão de Oliveira, R. (2017) o uso do modelo tem proporcionado êxito. Em sua pesquisa, que se deu na divisa entre os bairros de Jiquiá e Estância, no município do Recife, ela analisou

a simulação de um reservatório on-line de 740,00m<sup>3</sup>, a fim de minimizar o alagamento que ocorria na região. Os resultados apresentaram-se satisfatório, pois foi alcançada uma redução 45,00% do volume de vazão escoada em comparação à condição atual, à época da pesquisa

Silva Junior (2015) em seu estudo realizado na cidade do Recife, fez uso do SWMM ao propor duas alternativas compensatórias de drenagem urbana. A primeira considerando a readequação da rede de drenagem existente. A segunda, a construção de um reservatório de retenção, ambos para tempos de recorrência de dois e cinco anos. Os estudos se deram no cruzamento da Avenida João de Barros com a Rua Joaquim Felipe, bairro da Soledade. Os resultados mostraram que com a readequação da rede de drenagem seria possível uma redução de 37,00% e 58,00% da vazão máxima de alagamento para os tempos de recorrência estudados. Já com a análise do reservatório de retenção, alcançou-se uma redução de 38,00% para o tempo de retorno de cinco anos. Ele enfatiza a necessidade de maior controle na fiscalização quanto ao uso e ocupação de solo, pois é fator primordial para diminuição do escoamento superficial e redução de alagamentos.

Yazdi et al., (2019) ressaltam que o modelo SWMM tem sido um dos mais utilizados em todo o mundo, para modelagem hidráulico-hidrológica, em se tratando de análise de danos causadas por alagamentos e inundações, provenientes do crescimento urbano, pois possui parâmetros sensíveis e boa representação da bacia hidrográfica urbana, retratando adequadamente a vazão de pico.

### **2.8.2 Calibração e Validação do SWMM**

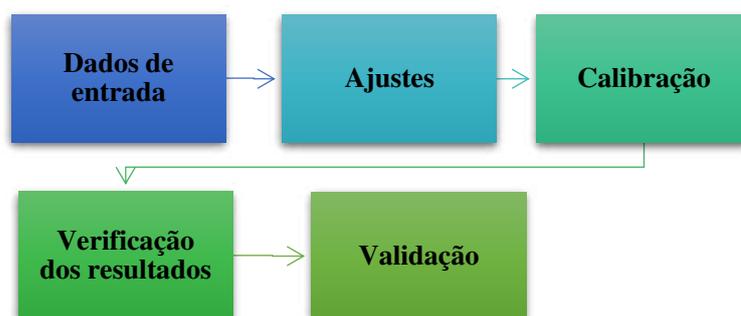
O SWMM é um modelo chuva-vazão e é representado por meio de parâmetros que caracterizam a sub-bacia. Porém, muitas vezes há dificuldades para a obtenção de alguns parâmetros, necessitando assim serem estimados ou alcançados por meio da calibração, assemelhando-se com a realidade para que haja credibilidade quanto aos resultados apresentados (COLLODEL, 2009).

A calibração do modelo é realizada a partir do ajustamento de seus parâmetros para que seja possível a representação da bacia hidrográfica em estudo, adequadamente, e de acordo com a

realidade. Para esse processo são utilizados dados medidos reais ou de fontes científicas confiáveis, ou seja, dados pré-concebidos. O modelo calibrado é independente para cada evento em estudo. Assim, todo modelo necessita de calibração, pois ela minimiza os possíveis erros (KRIEGER, 2016; RIBEIRO, 2022; ROSSMAN, 2012).

A calibração ocorre quando seus parâmetros são ajustados, por tentativas e erros, para que ele possa reproduzir os resultados realistas. Entretanto é necessário que o pesquisador ou profissional possua experiência para que seja possível encontrar um ajuste ideal. Ela pode também ser realizada a partir de outro software compatível, de maneira automática, a partir de ferramenta de calibração, otimização ou de forma objetiva, por meio de modelos matemáticos e coeficientes de eficiência, a fim de se conseguir o melhor ajustamento para o modelo (Figura 25) (COLLODEL, 2009; ROSSMAN, 2012; KRIEGER, 2016; RIBEIRO, 2022).

Figura 25 - Passos para calibração

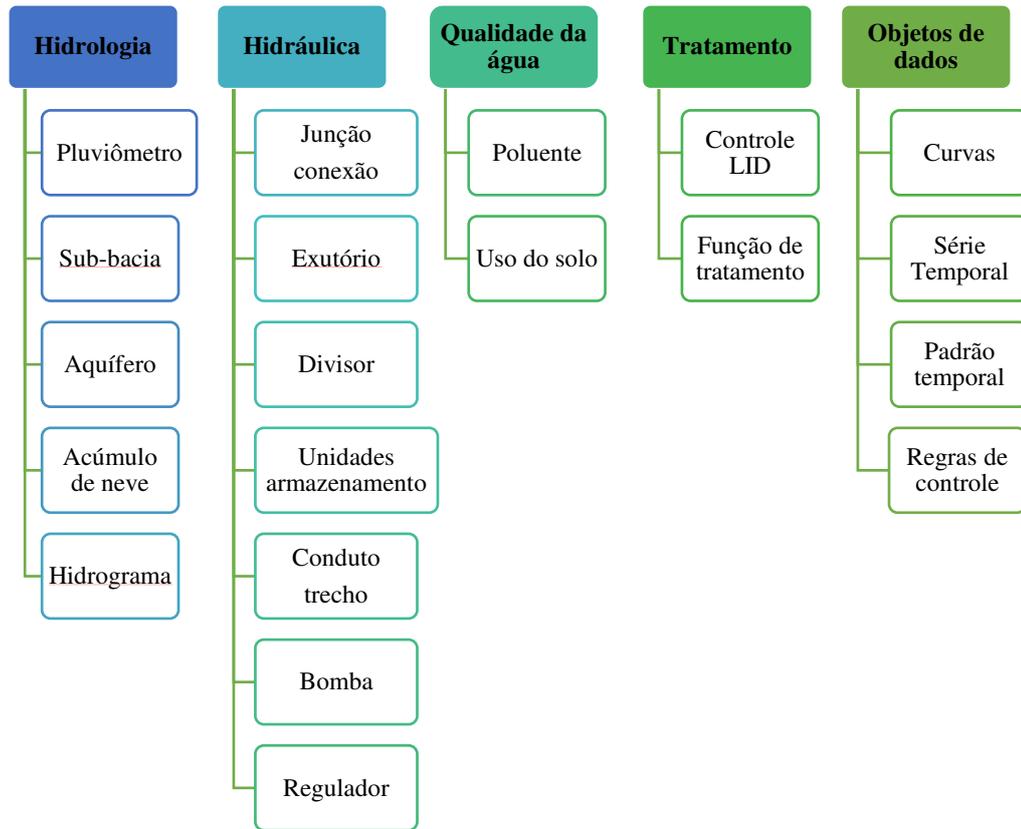


Fonte: Krieger (2016) – Adaptado pela autora

Quanto mais próximos forem os resultados dos valores observados na realidade, maior será o êxito da calibração. As medidas de calibração são independentes dos dados lançados para configuração do modelo (ROSSMAN, 2012; KRIEGER, 2016; RIBEIRO, 2022).

O SWMM dispõe de mais de vinte propriedades interligadas aos seus processos físicos, podendo ser aplicados em cada uma das muitas sub-bacias que ele pode receber (Figura 26). Diante de tantos dados, sua calibração torna-se um pouco complexa. Alguns pesquisadores ou projetistas se utilizam de software/modelos matemáticos para efetuarem sua calibração de forma automática (SHAHED BEHROUZ, et al., 2020).

Figura 26 - Objetos de modelagem do SWMM



Fonte: Rossman; Huber (2016) – Adaptado pela autora

Shahed Behrouz et al., (2020) abordaram o uso integrado do modelo SWM com ferramenta de Otimização de Software para Pesquisa Envolvendo Heurísticas Computacionais (OSTRICH), objetivando realizar a calibração automática por intermédio de ferramenta de multiobjetivo, integrada ao SWMM, o então OSTRICH-SWMM, em uma bacia hidrográfica em Buffalo, Nova York, EUA. A bacia hidrográfica estudada compreende uma área de 104,1 ha, e foi subdividida em 686 sub-bacias, com média pluviométrica anual de 1.028,00mm, considerada por eles como bastante alta. Os autores utilizaram dados coletados de um período de 7 meses para calibração do modelo. As propriedades da ferramenta multiobjetivo de OSTRICH-SWMM podem ajudar os profissionais e pesquisadores a derivar os vários tipos de insights de suas atividades de calibração (SHAHED BEHROUZ et al., 2020).

Assim, após a calibração, verificando os ajustes necessários para episódios diferentes para o qual os parâmetros foram definidos, ocorre a validação do evento, testando assim o modelo para validar seu comportamento. Pode-se também validar a partir de teste estatísticos de correlação, verificando de quão próximos os dados estão da linha de regressão ajustada, que também é

conhecido como o coeficiente de determinação ou o coeficiente de determinação múltipla para a regressão múltipla (ROSSMAN, 2012; KRIEGER, 2016; RIBEIRO, 2022).

Dessa forma, o modelo possibilita a comparação dos resultados obtidos na simulação com os dados adquiridos dos gráficos de séries temporais. Esses dados devem ser inseridos a partir de um arquivo de texto, com formato especial, e devem ser salvos junto ao projeto. Portanto, para aferir quais parâmetros exercem maior influência sobre os resultados do modelo, no contexto hidrológico, o procedimento temporal do escoamento superficial é influenciado pelas características da bacia hidrográfica e pode ser mais elevado em bacias urbanas cuja impermeabilização das áreas dificulta a infiltração de água no solo (ROSSMAN, 2012; KRIEGER, 2016; RIBEIRO, 2022).

Rossmann e Huber (2016) mencionam alguns parâmetros que podem ser ajustados para a calibração, são eles: a largura média, o coeficiente de rugosidade de Manning, o percentual de área impermeável e os dados de infiltração.

## **2.9 Curva de maré**

Ter o conhecimento das alturas das marés é essencial para se obter um bom desempenho do sistema de drenagem urbana, principalmente em cidades que possuem baixa diferença em relação ao nível do mar, pois os regimes de marés têm influenciado diretamente no escoamento superficial da Cidade do Recife. Essa atuação ocorre durante o período de chuvas, nas altas de marés, onde os exutórios do sistema de drenagem descarregam para um riacho ou rio e esses são influenciados pelas variações das alturas das marés, podendo ter entrada do fluxo na rede quando em eventos de extremos de precipitação, contribuindo para os alagamentos (SILVA JÚNIOR, 2015; SILVA JÚNIOR; SILVA; ALCOFORADO, 2016).

Um outro fator contribuinte é o que o sistema de drenagem urbana pode encontrar-se subdimensionado para as vazões afluentes atuais, considerando que à época de sua concepção a taxa de impermeabilidade do solo era baixa (SILVA JÚNIOR, 2015; SILVA JÚNIOR; SILVA; ALCOFORADO, 2016).

Para Davies (1964) uma onda de maré possui altura que equivale a diferença entre uma preamar e uma baixamar, consecutiva. A maré possui influência direta da atração gravitacional da lua. Elas são classificadas em: Hipermaré, quando a altura máxima extrapola os 6,00m; Macromaré, ocorre com a altura máxima entre 4,00m e 6,00m; Mesomaré é quando a altura máxima está entre 2,00m e 4,00m; Micromaré acontece quando a altura máxima não excede os 2,00m. Nas marés de sizígia (durante a lua nova e lua cheia) acontecem as máximas entre as diferenças de preamar e baixamar. Nas marés de quadratura (durante a lua de quarto minguante e quarto crescente) ocorrem as diferenças mínimas.

No Brasil, os dados de Tábua de Maré são disponibilizados pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) e geralmente correspondem a um mês. Para um dia lunar, que equivale a aproximadamente 24:48h, são expostas quatro leituras, variáveis, sendo duas de preamar e duas de baixamar (Quadro 7) (TORMA, 2018).

Quadro 7 - Dados da Tábua de Maré

Dados de Maré		
Data	Hora	Altura de Maré (m)
28/05/2022	02:24	2,100
	08:45	0,400
	14:47	2,200
	21:00	0,400

Fonte: DHN (2022) – Adaptado pela autora

A partir dos dados “brutos” da Tábua Maré é possível se obter a curva de maré, que possui um desempenho senoidal, e conhecer suas variações de medidas para qualquer intervalo de tempo. Uma das possibilidades para isso se dá por meio de cálculo da função trigonométrica seno. Por ser uma função periódica, o fenômeno da curva de maré pode ser calculado pela função (Equação (3)) abaixo (INSTITUTO HIDROGRÁFICO, 2018; TORMA, 2018):

$$h(t) = a \cdot \text{sen} \left( \frac{5\pi}{31} \cdot t' \right) \quad (3)$$

Sendo:

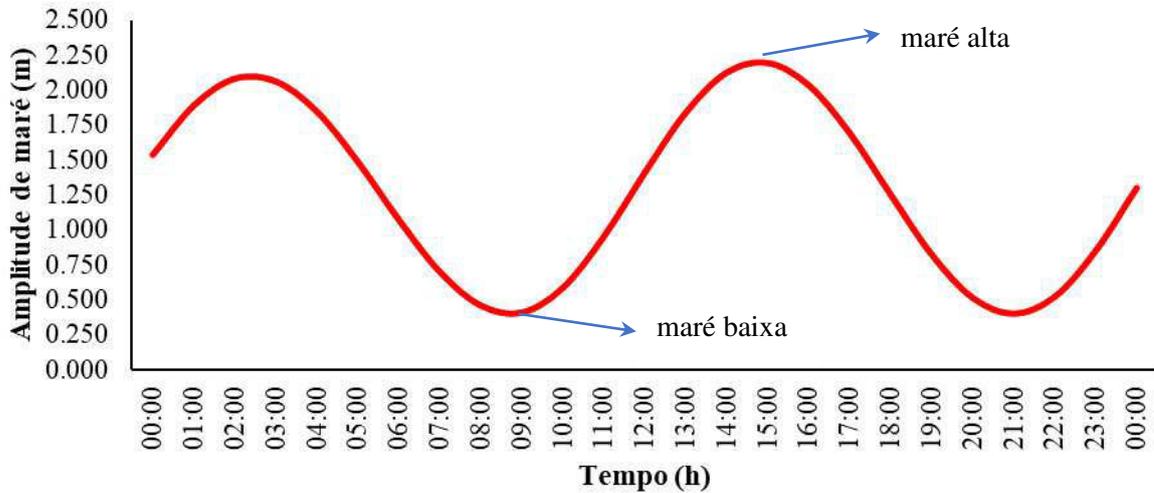
$h(t)$  = corresponde a altura da maré em relação ao nível médio do mar (m);

$a$  = corresponde a altura máxima de maré (m);

$t'$  = corresponde ao intervalo de tempo em horas (h);

As variações extremas entre as marés (a) são chamadas de maré baixa e maré alta (Figura 27) (TORMA, 2018).

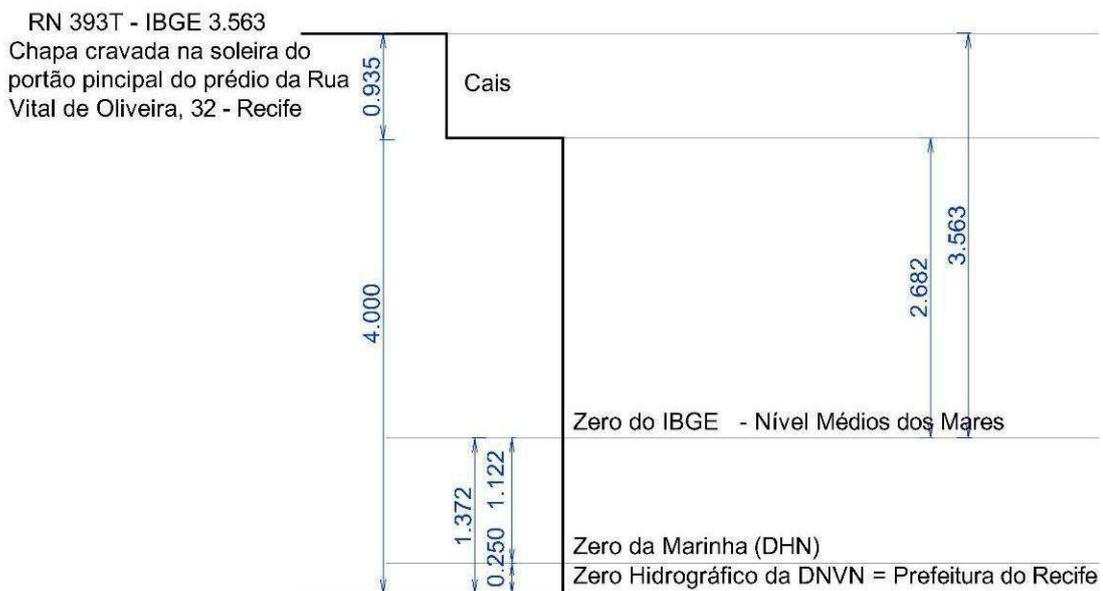
Figura 27 - Gráfico de curva de maré



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do DHN (2022)

No Recife, a Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) utiliza o Sistema de Referencial de Nível da Marinha que difere em 0,250m em relação ao Zero Hidrográfico do Porto do Recife. Assim, faz-se necessário realizar essa correção para as leituras, para que seja possível ajustar com os níveis da Prefeitura do Recife, pois o cadastramento da rede de drenagem está baseado no Referencial da Prefeitura (Figura 28) (SILVA, A., 2018).

Figura 28 - Correção dos níveis no Porto da Cidade do Recife



Fonte: Silva, A. (2018) – Adaptado pela autora

## 2.10 Curvas de Nível

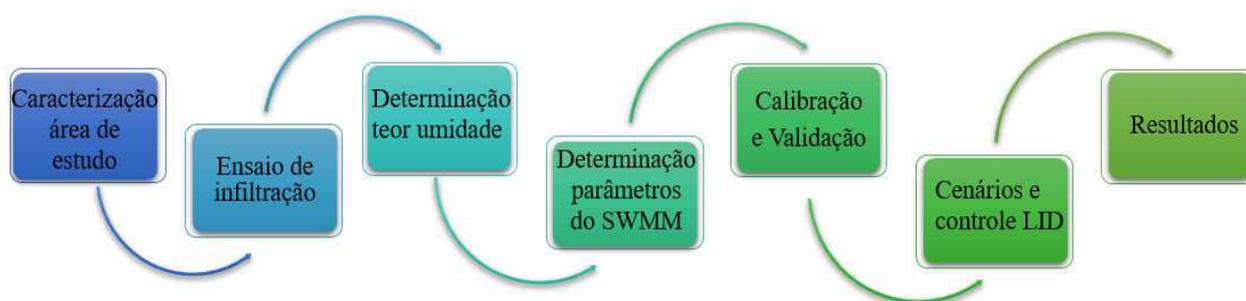
As curvas de nível correspondem às representações topográficas e são também conhecidas como curvas de contornos e equivalem às linhas que contêm a mesma cota em relação ao nível médio dos mares. Elas são produzidas a partir da intersecção de um plano horizontal com a extensão do terreno (ANA, 2022).

A partir do mapeamento das curvas de nível é possível elaborar o Modelo Digital do Terreno. Segundo o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (2022), o Modelo Digital do Terreno (MDT) compreende a reprodução matemática da disposição espacial de um evento vinculado a uma superfície real, considerada contínua de evento variado. O modelo é criado a partir de equações analíticas ou rede de pontos, com geometria de grade de pontos irregulares e regulares, sendo composto por dados topográficos de altimetria. Com base nesses dados é possível calcular áreas, volumes, seções transversais, gerar perfis e declividades, além de imagens sombreadas e vistas em 3D.

### 3. METODOLOGIA

Este capítulo versa sobre os procedimentos metodológicos que foram adotados e se fizeram necessários para a elaboração da análise de implantação de biovaletas como estratégia de Desenvolvimento de Baixo Impacto – LID, para retardo do escoamento superficial de áreas alagadas na cidade do Recife/PE, determinando a sua capacidade de retenção das águas pluviais e a permeabilidade do solo, na cidade do Recife/PE. Os procedimentos foram realizados conforme fluxograma da Figura 29.

Figura 29 - Fluxograma das etapas metodológicas

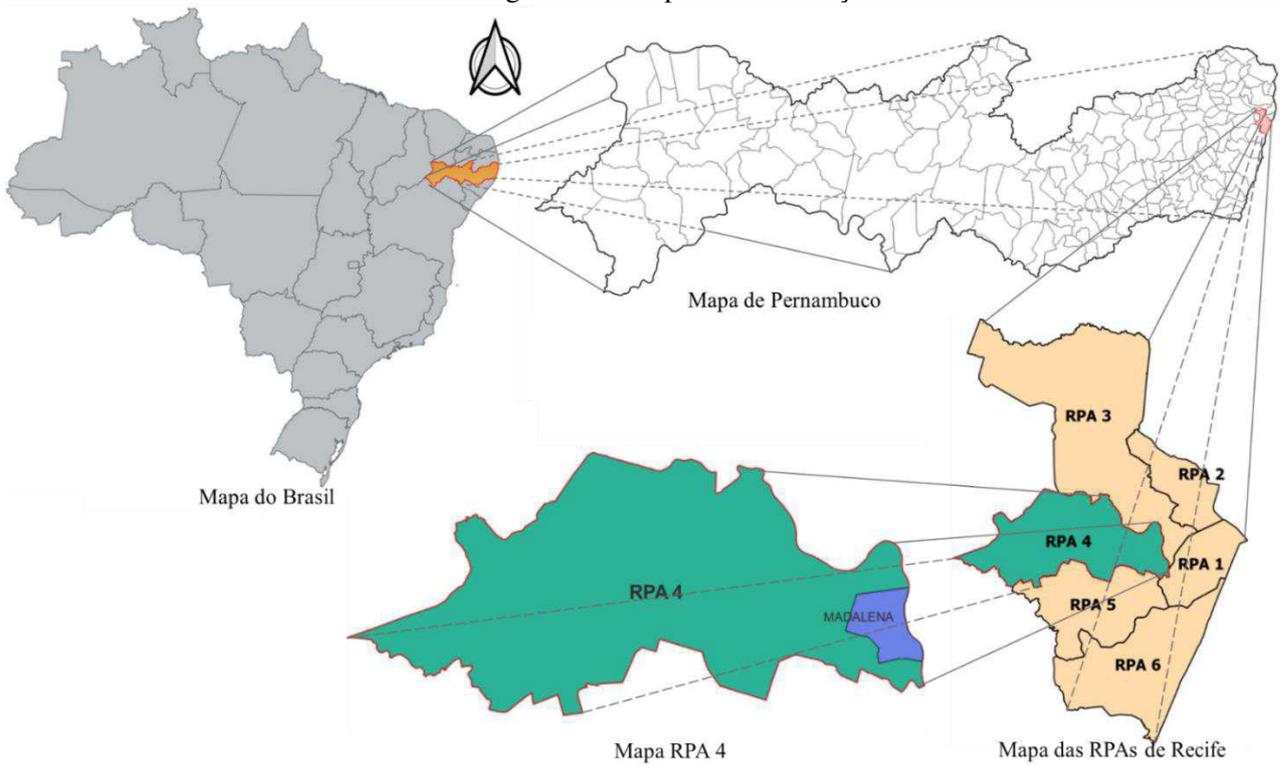


Fonte: Elaborado pela autora

#### 3.1 Caracterização da Área de Estudos

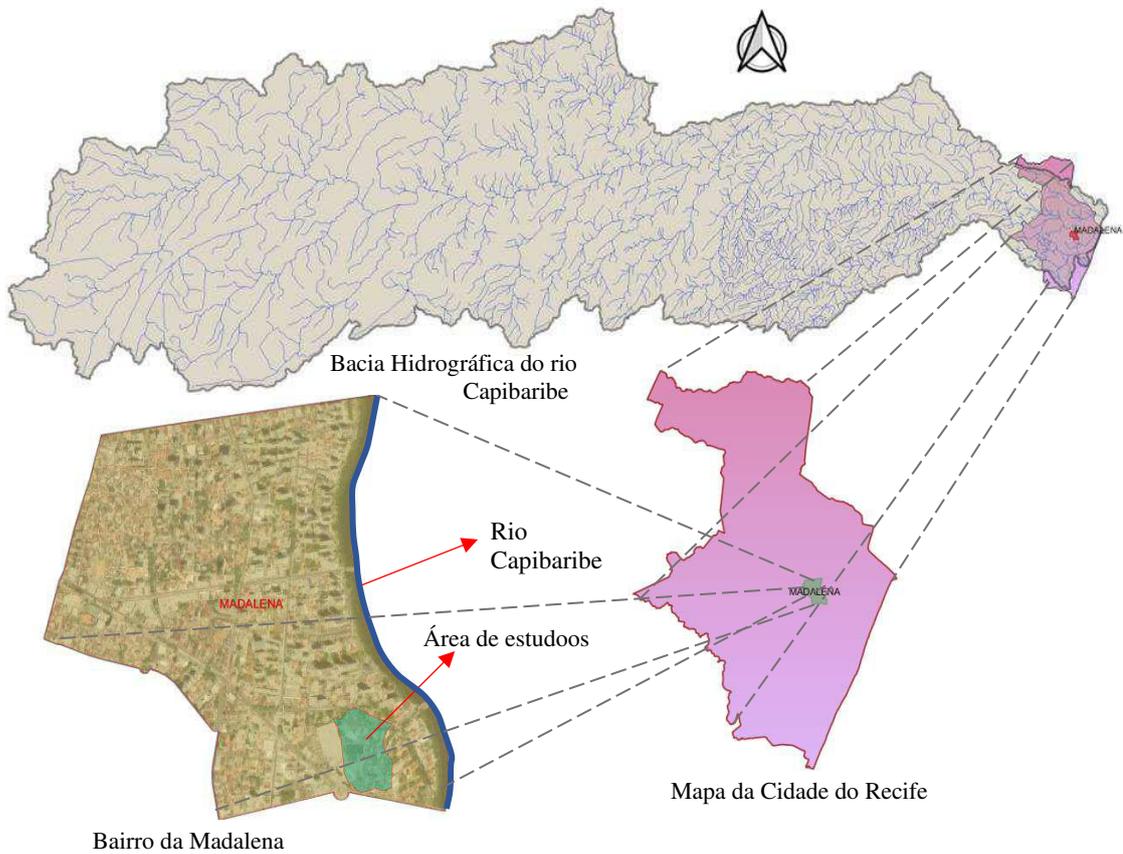
A Cidade do Recife encontra-se dividida em seis Regiões Políticas Administrativas (RPA) localizadas nas zonas Norte, Nordeste, Sudeste, Sul, Oeste e Centro (Figura 30) e possui noventa e quatro bairros em sua totalidade. A área de estudo encontra-se na RPA 04, zona Oeste do município que é composta por 12 bairros, dentre eles o bairro da Madalena (PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE, 2022). Cerca de 80,00% de sua área encontra-se presente na bacia hidrográfica do rio Capibaribe, que margeia o bairro da Madalena à direita (Figura 31).

Figura 30 – Mapas de localização



Fonte: Elaborado pela autora a partir de arquivo shapefile disponibilizado pelo PE3D

Figura 31- Bacia hidrográfica do rio Capibaribe e bairro da Madalena



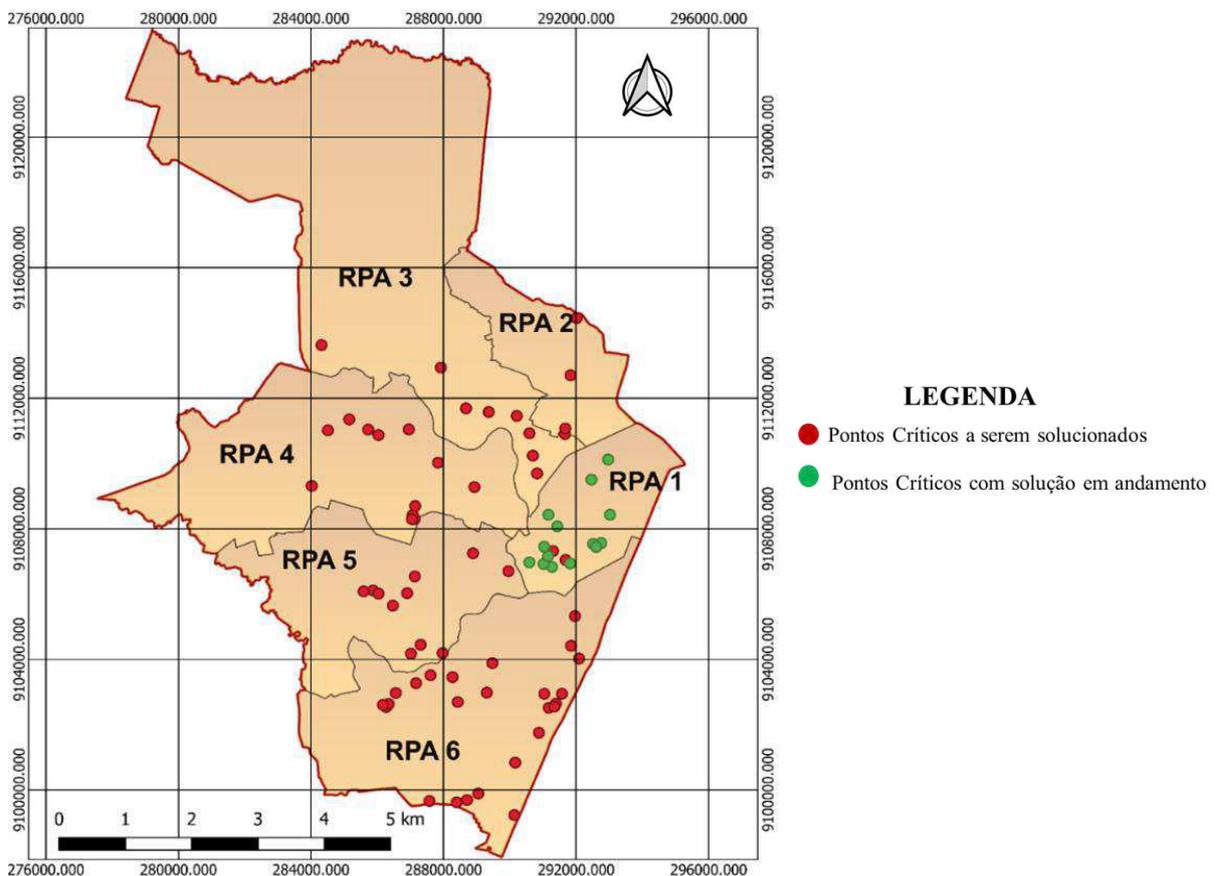
Fonte: Elaborado pela autora a partir de arquivo shapefile disponibilizado pelo PE3D

### 3.2 Pontos Críticos de Alagamentos

Para Silva Júnior (2015) os movimentos das marés, aliado aos eventos extremos de precipitação, têm contribuído para o aumento dos alagamentos na cidade do Recife. Nesse contexto, associado à vulnerabilidade da rede de drenagem existente, onde muitos dos dispositivos de drenagem encontram-se deteriorados ou obsoletos e a rede com manutenção em atraso ou com algum tipo obstrução proveniente de resíduos sólidos, comprometendo então, seu funcionamento na sua totalidade, formam-se os Pontos Críticos de alagamentos na cidade.

Segundo mapeamento da EMLURB há setenta e seis pontos críticos de alagamentos no Recife, onde: quatro encontra-se na RPA 2, oito encontra-se na RPA 3, doze na RPA 4, onze encontra-se na RPA 5, vinte cinco na RPA 6 e dezesseis na RPA1, contudo, catorze deles encontram-se com solução em andamento, sendo executado ou próximos a iniciar sua execução (Figura 32).

Figura 32 - Pontos críticos de alagamentos



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da EMLURB

A UACDC (2010) ressalta a importância de manutenção preventiva do sistema de microdrenagem urbana, que além de favorecer a fluidez do escoamento superficial, proporciona redução de custos com recapeamento de ruas, evitando também que resíduos sólidos fiquem retidos ou depositados nos dispositivos, impedindo seu funcionamento regular.

Já a Adasa (2018) destaca que a manutenção da rede de microdrenagem deva constar nos estudos de vulnerabilidade de áreas propensas a alagamentos, para que haja uma maior periodicidade de limpeza.

Recentemente, após início dessa pesquisa, a rede de drenagem urbana da área de estudo vem sendo reestruturada pela Prefeitura da Cidade, que tem atuado com limpezas, recapeamentos do asfalto e recomposições ou substituições dos dispositivos de microdrenagem (Figura 33), a fim de resguardar a área para o próximo período de chuvas.

Figura 33 - Dispositivos de microdrenagem existentes



Fonte: Acervo pessoal

Embora haja esforços da parte da EMLURB, Autarquia da Prefeitura da Cidade do Recife responsável por conduzir a limpeza da Cidade, contudo, ainda há dispositivos que necessitam de maiores atenções (Figura 34).

Figura 34 - Dispositivos de microdrenagem existentes danificados/obstruídos



Fonte: Acervo pessoal

### 3.3 Praça Euclides da Cunha

Dentro da área de estudo destaca-se a Praça Euclides da Cunha, conhecida também como Praça do Internacional, por situar-se próximo ao Clube Internacional. Ela foi concebida em 1935 pelo então paisagista Roberto Burle Marx, considerado um dos grandes projetistas da linguagem moderna de jardins. Sua forma geométrica representa uma elipse que se deu devido ao aproveitamento da morfologia do seu terreno. Ainda hoje, tem se mantido o seu projeto original, que constava de um jardim de cactáceas na parte central com árvores de grande porte em seu entorno (Figura 35) (AMORIM, 2019; PAULA et al., 2011).

Figura 35 - Praça Euclides da Cunha



Fonte: Google Earth (2022) – Adaptado pela autora

A Praça encontra-se inserida no bairro da Madalena que possui uma área territorial de aproximadamente 1,83 km<sup>2</sup> e cerca de 23.082 habitantes, possuindo tipologias construtivas de uso misto (residencial, comercial e serviços, educacional, instituição financeira, templo religioso) (IBGE, 2010).

Seu nome foi escolhido em homenagem à obra literária “Os Sertões”, do autor modernista admirado pelo paisagista. Nela, Burle Marx buscou romper com as influências europeias da época, dando ênfase às riquezas da vegetação, da paisagem local e destaque à vegetação da caatinga (AMORIM, 2019; PAULA et al., 2011).

Atualmente, a praça é patrimônio tombado pelo Instituto do Patrimônio Histórico Nacional (IPHAN), com Tombamento oficializado pelo Diário Oficial da União em 20 de novembro de 2014. Porém, somente em 2016 com o Decreto nº 29.537 de 23 de junho de 2016 ela recebeu a classificação como jardim histórico pela Prefeitura do Recife. Assim, devido à sua importância histórica é considerada monumento vivo, conservando suas características relevantes por mais de oito décadas (AMORIM, 2019; SILVA MARQUES, 2018).

### 3.4 Ensaio de Infiltração

O ensaio de infiltração foi realizado na Praça Euclides da Cunha, no dia 20 de dezembro de 2022. Foram mapeados três pontos (Figura 36). Os ensaios foram efetuados utilizando-se do método do infiltrômetro de duplo anel ou de anéis concêntricos.

Figura 36 - Pontos do ensaio de infiltração

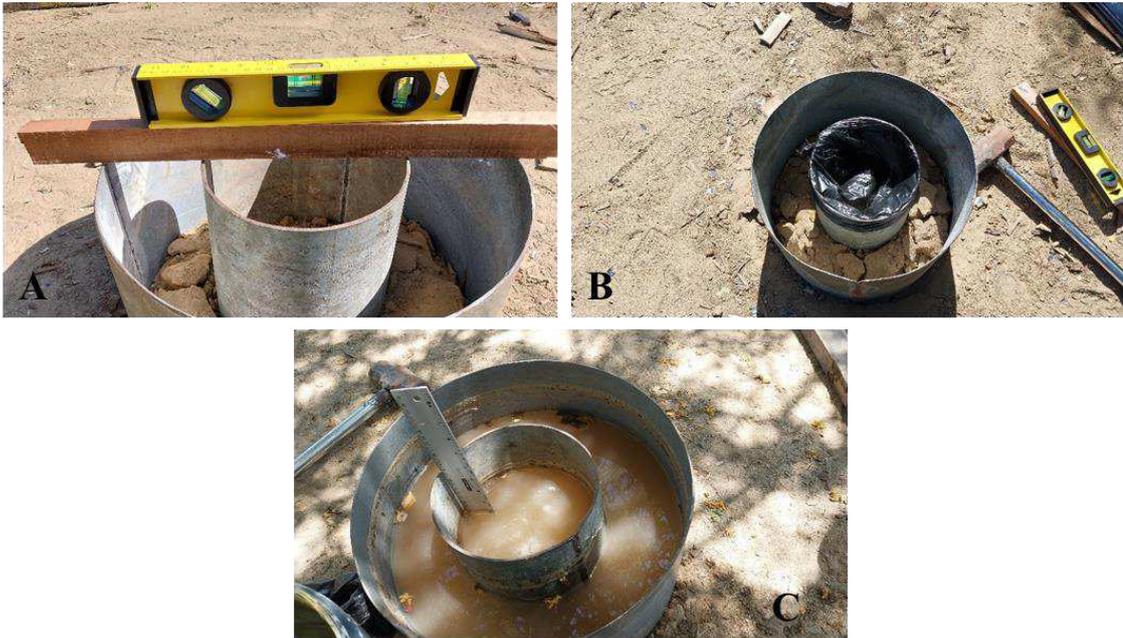


Fonte: Elaborado pela autora a partir de imagens do Google Satélite (2022)

Os cilindros possuem dimensões de 40 cm e 20 cm de diâmetro, com 30 cm de altura e foram cravados ao solo de modo concêntricos, para ajuste no Modelo de Horton.

Os anéis foram posicionados após remoção superficial de raízes ou detritos nos três pontos em que foram ensaiados. Assim, eles foram cravados ao solo com auxílio de uma marreta de 5kg até atingir 10cm de profundidade, cota em que foi possível sua cravação devido à consistência do solo. Em seguida, foi conferido o nivelamento com o nível de bolha de precisão. E para que não houvesse perdas da água, foi sendo inserido inicialmente água nas duas partes do anel, buscando a neutralização do efeito de dispersão lateral. As leituras foram realizadas a partir da infiltração da parte interna com régua metálica graduada milimetricamente (Figura 37).

Figura 37 - Ensaio de infiltração – **A:** cravação e nivelamento dos anéis, **B:** isolamento anel interno, **C:** início das leituras



Fonte: Acervo pessoal

Inicialmente as leituras foram realizadas nos intervalos de tempo de 0, 1, 3, 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 105, 120, 135, 150 minutos, sendo considerados também os segundos informados no cronômetro durante o procedimento. Bernardo; Soares; Mantovani, (2006) recomendam que de início os intervalos das leituras sejam menores que cinco minutos, controlando seu aumento após as quatro leituras. Dessa forma, as leituras foram encerradas quando na terceira repetição tiveram o mesmo valor. Não houve necessidade de reposição da água durante os ensaios.

A partir do software Excel, por meio da ferramenta Solver, foram realizados os ajustes de curva pelo Método dos Mínimos Quadrados (MMQ), que compreende em adotar os estimadores que possibilitem a minimização dos erros existentes entre a diferença dos valores medidos e dos valores calculados, considerando como função-objetivo o Somatório dos Quadrados dos Erros (SQE) (HOFFMANN, 2017).

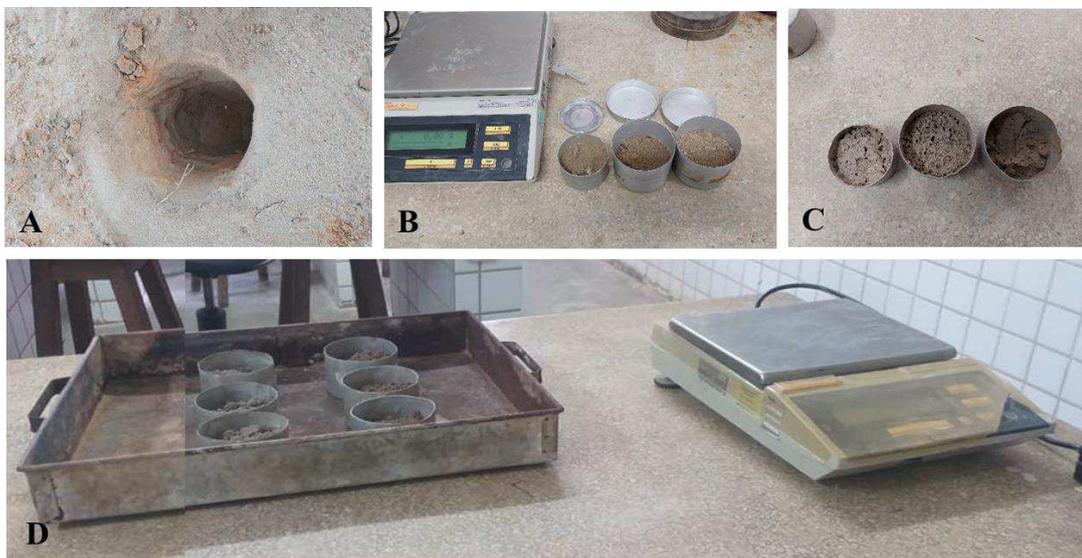
Inicialmente foram estimados os parâmetros  $f_c, f_o, \beta$ . Após a execução do Solver obteve-se os valores dos parâmetros ajustados.

### 3.5 Determinação do teor de umidade

A determinação do teor de umidade foi realizada em cada um dos pontos ensaiados. Foi extraída uma amostra de solo de cada ponto, considerando a mesma profundidade do ensaio de infiltração, para obtenção do teor de umidade inicial e após saturado o solo foram extraídas mais três amostras para obtenção do teor de umidade saturada de cada ponto.

As amostras coletadas foram acondicionadas em recipientes de alumínio, sendo identificada cada uma delas. Elas foram pesadas e colocadas na estufa a uma temperatura de 105° C, por um período de 24 horas para secagem. Após o período de secagem elas foram novamente pesadas, inclusive seus recipientes (Figura 38). Os ensaios foram processados no Laboratório de Mecânica dos Solos da Escola Politécnica de Pernambuco – Poli, da Universidade de Pernambuco.

Figura 38 - Amostras de solo – **A**: escavação para coleta; **B**: pesagem; **C**: amostras; **D**: Amostras retiradas da estufa



Fonte: Acervo pessoal

Os teores de umidades inicial e final foram calculados à base de massa, em gramas, a partir da Equação (2), conforme NBR 6457 (ABNT, 2016; BRADY; WEIL, 2013).

### 3.5.1 Análise Estatística

Foi realizada a análise estatística a partir de alguns parâmetros estatísticos utilizados como medidas de localização e dispersão, medidas de forma, análise de regressão e verificação da acurácia do modelo de infiltração adotado.

Para a verificação das afinidades entre os valores medidos e os valores calculados dos dados de infiltração foi realizada a análise de desempenho do modelo conforme as Equações (4) a (10), considerando: i)  $M_i$  os valores medidos; ii)  $\bar{M}$  a média dos valores medidos; iii)  $T_i$  os valores calculados; v)  $\bar{T}$  a média dos valores calculados; vi)  $N$  a quantidade de dados (HOFFMANN, 2017; SOARES; HEMMECKER, 2017; SOARES; HOLANDA; OLIVEIRA, 2022).

$$EQM = \left[ \frac{\sum_{i=0}^N (T_i - M_i)^2}{N} \right] * \frac{100}{\bar{M}} \quad (4)$$

$$RD = \frac{\sum_{i=0}^N (M_i - \bar{M})^2}{\sum_{i=0}^N (T_i - \bar{M})^2} \quad (5)$$

$$EM = \frac{\sum_{i=0}^N (M_i - \bar{M})^2 - \sum_{i=0}^N (T_i - M_i)^2}{\sum_{i=0}^N (M_i - \bar{M})^2} \quad (6)$$

$$CMR = \frac{\sum_{i=1}^N M_i - \sum_{i=1}^N T_i}{\sum_{i=1}^N M_i} \quad (7)$$

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})T_i^2}{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2 \sum_{i=1}^N (T_i - \bar{T})^2} \quad (8)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (M_i - T_i)^2}{N}} \quad (9)$$

$$NSE = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - T_i)^2}{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2} \quad (10)$$

O Erro Quadrático Médio (*EQM*) estabelece o grau de desvio entre os valores medidos e os valores calculados pelo modelo teórico adotado, aproximando-se de zero quando os valores tendem a ser iguais, sendo expresso em percentagem. A Razão dos Desvios (*RD*) representa a razão entre o espalhamento das determinações medidas e o espalhamento dos valores calculados pelo modelo adotado. Seu valor tende para 1 quando os valores calculados são consistentes (HOFFMANN, 2017; MORIAS, et al., 2015; SOARES; HEMMECKER, 2017; SOARES; HOLANDA; OLIVEIRA, 2022).

A Eficiência da Modelagem (*EM*) aponta se o modelo teórico adotado proporciona uma melhor estimativa dos valores medidos que o valor médio dessas medidas, aproximando-se de 1 em simulações mais próximas da realidade. O Coeficiente da Massa Residual (*CMR*) aponta se o modelo é propenso a subestimar ( $CMR > 0$ ) ou superestimar ( $CMR < 0$ ) os valores medidos. O Coeficiente de Determinação ( $R^2$ ) é uma medida estatística de ajustamento de um modelo linear que aponta o correlacionamento entre os valores medidos e os valores calculados. Quanto mais próximo de 1 indica menor variância entre os valores. A Raiz do Erro Quadrático Médio (*RMSE*) representa o erro padrão estimado na análise de regressão e geralmente é utilizado em investigação de pesquisas climáticas e ambientais, se apresentando como um parâmetro muito sensível, podendo variar de 0 a  $+\infty$ , sendo preferíveis valores mais baixos, próximo de zero como ajuste ideal (HOFFMANN, 2017; MORIAS, et al., 2015; SOARES; HEMMECKER, 2017; SOARES; HOLANDA; OLIVEIRA, 2022).

O índice de Eficiência de Nash-Sutcliffe (*NSE*) relaciona a variância residual em relação a variância dos dados medidos, motivando sua magnitude e indicando o ajuste entre os dados medidos e os calculados, podendo variar de  $-\infty$  a 1, porém quanto mais próximo de 1 mais preciso se torna o modelo. O *NSE* recebe a seguinte classificação: i) Muito bom  $0,75 < NSE \leq 1$ ; ii) Bom  $0,65 < NSE \leq 0,75$ ; iii) Satisfatório  $0,50 < NSE \leq 0,65$ ; iv) Insatisfatório  $NSE \leq 0,50$  (FAILACHE; ZUQUETTE, 2021; MORIASI et al., 2007; MORIASI et al., 2015; URSULINO et al., 2019).

Após a realização da verificação da acurácia do modelo, foi executada a averiguação da Normalidade da Distribuição, os Testes de Hipóteses, a Estatística Descritiva dos dados e a Análise de Variabilidade, a fim de explicar a representatividade dos dados. A análise estatística foi realizada fazendo uso dos Softwares Excel, Bioestat 5.3 e Jamovi 2.3.21.

### 3.6 Determinação dos parâmetros de entrada do SWMM

As referências de entrada para o modelo foram obtidas a partir de dados disponibilizados pelo estudo de Silva, A. (2018), pela EMLURB, por órgãos governamentais, e por informações obtidas do Sistema de Informação Geográfica (SIG), com o manuseio do modelo QGIS 3.22.11 e Autocad 2023, além de informações disponibilizadas na literatura científica (Quadro 8).

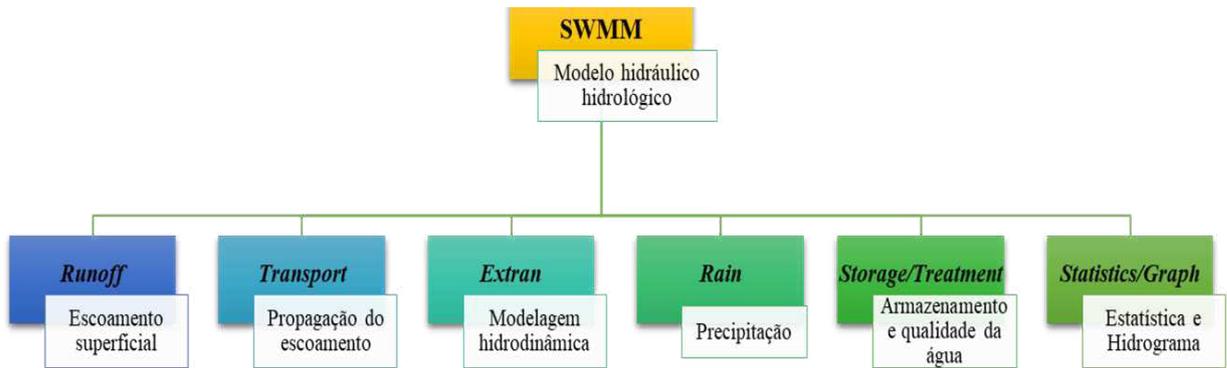
Quadro 8 - Determinação dos parâmetros de entrada das sub-bacias

Sub-bacias	Áreas		Perímetro	Largura média	Declividade	Perc. área impermeável	Dstore		N - coef. rugosidade	
	m <sup>2</sup>	ha					m	m	(%)	(%)
Obtidos pelo QGIS	Obtidos pelo QGIS	Obtidos pelo QGIS	Obtidos pelo QGIS	Calculada	Obtidos pelo QGIS	Obtidos pelo QGIS	Rossmann; Huber (2016)	Rossmann; Huber (2016)	Rossmann; Huber (2016)	Rossmann; Huber (2016)

Fonte: Elaborado pela autora

O modelo se apresenta em módulos de serviços (Runoff, Transport, Extran, Rain e Storage/Treatment) e computacionais (Statistics e o Graph) estruturados. Durante as simulações o módulo Runoff é responsável por transformar a chuva em vazão, propiciando o escoamento superficial a partir das simulações geradas com os dados da precipitação e da infiltração de água no solo. O módulo Transport é responsável pela propagação do escoamento por meio da rede de drenagem; o Módulo Extran se encarrega da modelagem hidrodinâmica dos condutos; o módulo Rain avalia os dados de entrada; o módulo Storage/Treatment cuida do armazenamento e qualidade da água; os módulos Statistics e o Graph se encarregam de apresentar os dados de saída (Figura 39) (COLLODEL, 2009; ROSA, 2017; ROSSMAN, 2012; ROSSMAN; HUBER, 2016).

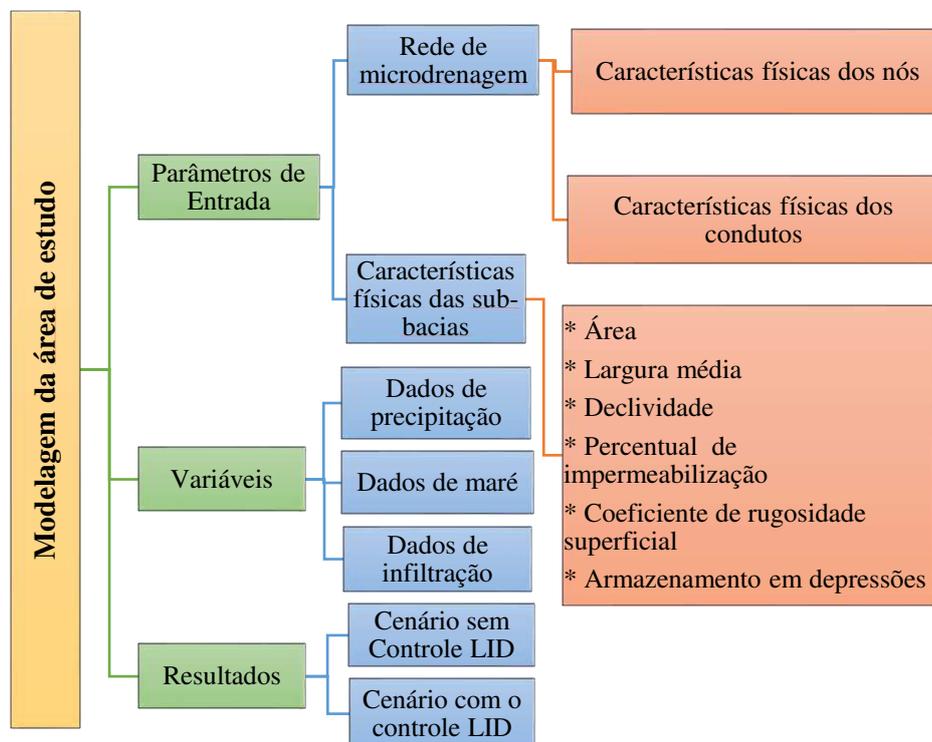
Figura 39 - Módulos do SWMM



Fonte: Elaborado pela autora

O modelo possui cerca de dez configurações a serem definidas para simulações, considerando como as principais variáveis: i) dados de precipitação; ii) dados de maré; iii) dados de infiltração, que devem ser inseridos para demonstração dos processos físicos (Figura 40).

Figura 40 - Configuração dos processos físicos do modelo



Fonte: Elaborado pela autora

As entradas e as saídas de dados do modelo são determinadas pela sua estrutura e compõe as transformações das funções das variáveis de estado, sendo inseridas pelo usuário. As entradas

correspondem aos dados das chuvas e caracterização físicas das sub-bacias e as saídas ocorrem por meio da infiltração, da evapotranspiração e do escoamento superficial (COLLODEL, 2009; ROSA, 2017; ROSSMAN; HUBER, 2016).

O cálculo da precipitação efetiva é definido pela estrutura do modelo que o transforma em escoamento superficial, levando em conta que as sub-bacias possuem comportamento como reservatórios não lineares, reproduzidos pelas equações da continuidade e de Manning (COLLODEL, 2009; ROSA, 2017; ROSSMAN; HUBER, 2016).

O modelo dispõe de três equações de infiltração. A Equação de Horton e o Método Green-Amp foram abordadas no Capítulo 2. O Método do SCS leva em consideração a Curva-Número (CN) do National Resources Conservation Service (NRCS) a partir da umidade, levando em consideração o uso e ocupação do solo (ROSSMAN, 2012). Para essa pesquisa foi adotada a Equação de Horton como modelo de infiltração (Figura 41), pois seus parâmetros são de fácil obtenção.

Figura 41 - Definição do modelo de infiltração

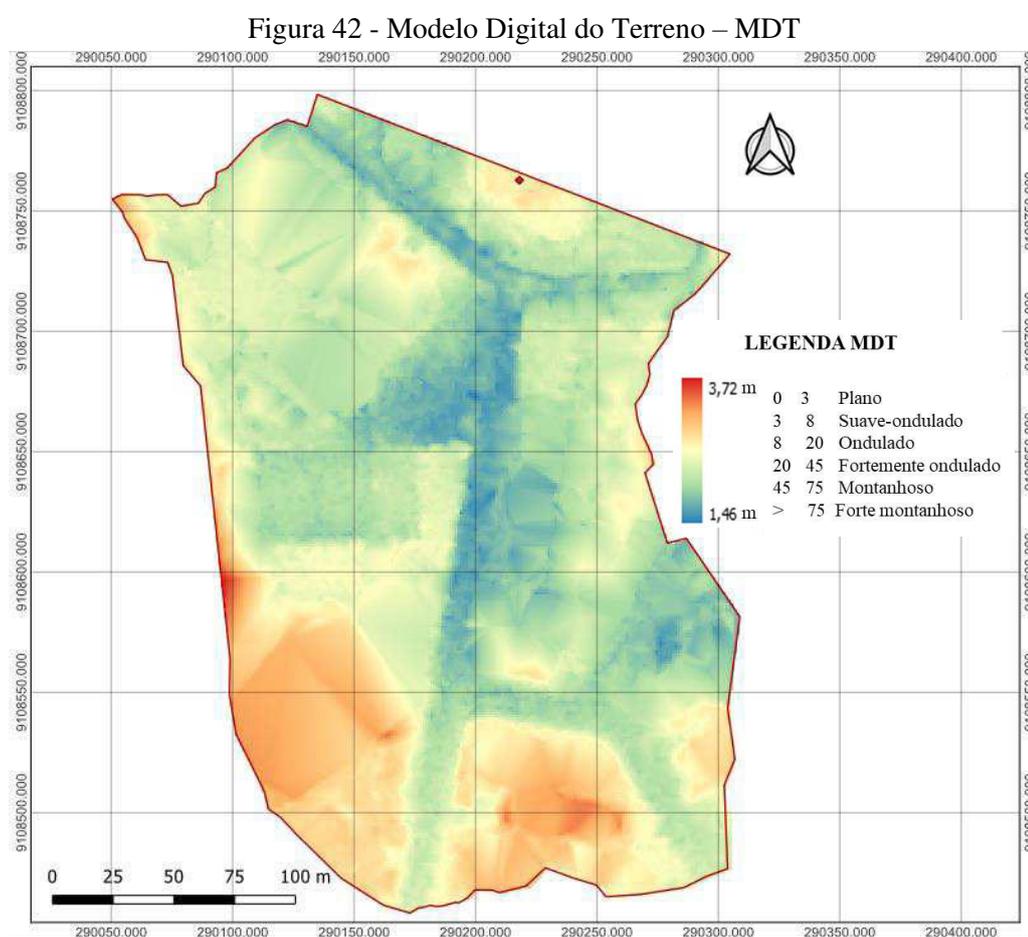
Property	Value
Max. Infil. Rate	426.077
Min. Infil. Rate	83.168
Decay Constant	3.944
Drying Time	7
Max. Volume	0

Maximum rate on the Horton infiltration curve (in/hr or mm/hr)

Fonte: Elaborado pela autora a partir do SWMM

### 3.6.1 Delimitação da área de estudos

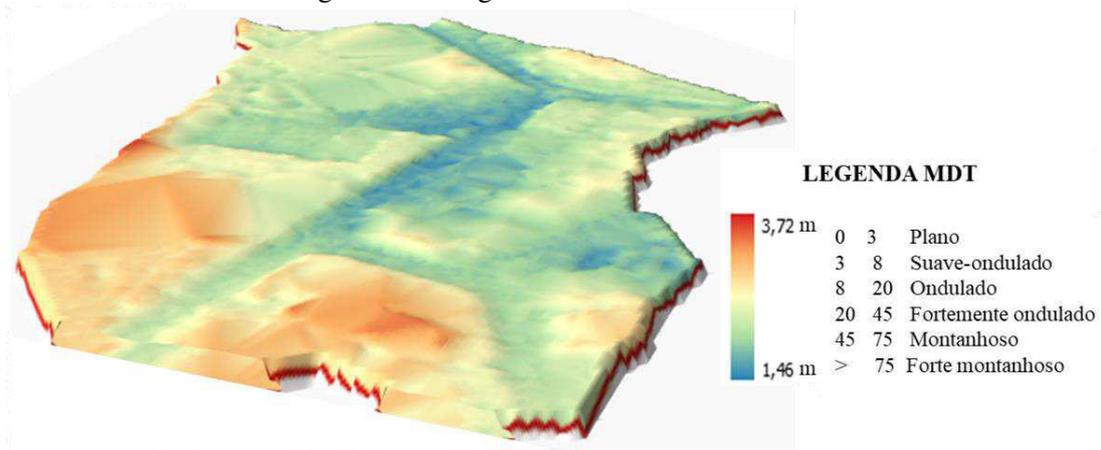
As delimitações das sub-bacias foram realizadas no QGIS, levando em consideração a topografia do terreno e a rede de microdrenagem urbana existente. De início foi confeccionado o Modelo Digital do Terreno (MDT) a partir de imagem raster aerofotogramétrica, disponibilizada pelo Portal Pernambuco 3D (PERNAMBUCO - PE3D, 2016) de setembro de 2016, e modelada no QGIS. Assim, foi possível compreender a forma do relevo na área de estudo (Figura 42).



Fonte: Elaborado pela autora a partir de imagem raster do PE3D

Entretanto, para uma melhor compreensão do comportamento do relevo foi elaborada uma imagem 3D do relevo com exagero vertical (escala vertical maior) de 3x, a partir do plugin Qgis2theejs, conforme Figura 43. As cores mais azuladas indicam as áreas mais planas.

Figura 43 - Imagem tridimensional do relevo



Fonte: Elaborado pela autora a partir de imagem raster do PE3D

Em seguida foi confeccionado o Mapa de Curvas de Nível, para se conhecer as declividades existente na área. O mapa foi elaborado no QGIS a partir do MDT. Os contornos gerados levaram em consideração a topografia existente no terreno, considerando os talwegues e divisores de água da região. Buscando ter mais precisão, os contornos foram lançados a cada 0.10m (Figura 44).

Figura 44 - Mapa de curvas de nível



Fonte: Elaborado pela autora a partir do MDT

Assim, foi possível realizar a discretização da área de estudo em nove sub-bacias (SB1, SB2, SB3, SB4, SB5, SB6, SB7, SB8, SB9), seguindo a declividade existente na topografia do terreno e a rede de drenagem, composta também pelos dados disponíveis na pesquisa de Silva, A. (2018) (Figura 45).

Figura 45 - Delimitação das sub-bacias



Fonte: Elaborado pela autora a partir do mapa de curvas de nível

### 3.6.2 Uso e ocupação do solo

O mapeamento do uso e ocupação de solo foi elaborado no modelo QGIS com auxílio da imagem satélite, datada de setembro de 2022. Dessa forma, foi realizada a delimitação de cada uso que compõe as nove sub-bacias (SB), classificando-os em: i) área de construção; ii) área verde ou solo natural; iii) área cimentada ou pavimento (Figura 46) e calculados os percentuais

das áreas permeáveis e impermeáveis.

Figura 46 - Mapa de uso e ocupação do solo



Fonte: Elaborado pela autora a partir da imagem satélite do Google (2022)

### 3.6.3 Composição da rede drenagem para o modelo

O modelo é composto pelo pluviômetro, sub-bacias, junções/nós, condutos, divisores de fluxo, exutório, componentes que trabalham em camadas e são configurados de acordo com os dados de entrada do modelo da área de estudos (ROSSMAN; HUBER, 2016).

- ✓ Pluviômetro: é o componente que receberá as informações referentes às precipitações;
- ✓ Sub bacia: é a componente de delimitação do trecho. Devem ser informadas suas

características como: área, declividade, largura média, % de área permeável e impermeável, depressão na parcela permeável e impermeável, modelo de infiltração adotado, profundidade de armazenamento;

- ✓ Junções/Nós: referem-se aos componentes que fazem as conexões do sistema de microdrenagem. São considerados como sendo os poços de visitas (PV) da rede de drenagem existente levando em conta todas as suas dimensões e características. São alimentados com as cotas de radier e profundidade máxima.
- ✓ Divisores de fluxo: é o componente onde o fluxo de água entra e se divide para dois condutos de saída. Esse parâmetro não será utilizado nessa pesquisa;
- ✓ Condutos: referem-se aos componentes que conduzem o escoamento no modelo, onde deve ser identificado seu tipo (calha, tubulação, canaleta, canal), dimensões e características. Para esse estudo foi considerado que os condutos são em concreto e seus dados foram disponibilizados por meio da EMLURB e dos estudos de Silva, A. (2018).
- ✓ Exutório: refere-se ao componente que recebe a descarga do sistema;

Os valores adotados para os PVs foram obtidos da seguinte forma: as distâncias entre os PVs a partir da pesquisa de Silva, A. (2018) e de imagem satélite; as cotas do radier foram obtidas a partir do perfil longitudinal traçado no QGIS, baseado de imagem raster extraída do Pernambuco Tridimensional (PERNAMBUCO - PE3D, 2016) por meio do plugin Profile Tool e as profundidades dos PVs foram obtidas pelo Esig e inseridos no modelo.

Os valores adotados para a profundidade de armazenamento, que corresponde à capacidade de retenção da água da chuva na superfície, foi de 2,54mm, para superfície impermeável, e 5mm para superfície permeável, assim como utilizados por Oliveira, Regina (2017), Silva Júnior (2015) e Silva, A. (2018), que em seus estudos realizaram modelagem com SWMM na Cidade do Recife. Já em relação ao coeficiente de rugosidade dos condutos foi adotado o valor inicial de 0,013, correspondente ao concreto.

A largura média (L) da sub-bacia foi calculada pela Equação (11) e (12), que foram utilizadas por Collodel (2009), Silva Júnior (2015) e Oliveira, R. (2017), onde é considerado que a bacia realista não possui uma forma retangular e assim relaciona o seu perímetro com a área.

$$L = \frac{Kc\sqrt{A}}{1,12} \times [1 - \sqrt{1 - (1,128/Kc)^2}] \quad (11)$$

$$Kc = 0,282 \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (12)$$

Onde:

$L$  = largura média (m)

$A$  = área da sub-bacia (km<sup>2</sup>)

$Kc$  = coeficiente de compacidade

$P$  = perímetro da sub-bacia (km)

A obtenção da área se deu pelo Qgis, conforme informado anteriormente. Assim, verificou-se que ela era inferior a 2km<sup>2</sup>. Para essa situação a ADASA (25018) recomenda que se utilize o Método Racional para determinação da vazão máxima de projeto. Esse método associa a chuva com o escoamento superficial, e é dado pela Equação (13). Nele deve-se adotar uma chuva igual ao tempo de concentração (RIGHETTO, 2009).

$$Q = 0,278 \times C \times i \times A \quad (13)$$

Onde:

$Q$  = vazão máxima (m<sup>3</sup>/s)

$C$  = coeficiente de escoamento superficial (runoff)

$i$  = intensidade máxima da chuva (mm/h)

$A'$  = área da sub-bacia (km<sup>2</sup>)

O valor de  $C$  adotado foi de 0,80 conforme recomenda Recife (2016), considerado coeficiente que caracteriza a área urbanizada da cidade do Recife. Já a intensidade máxima da chuva foi calculada pela equação IDF do município de Recife Equação (14), disponibilizada por Recife (2016).

$$i = \frac{611,3425 \times Tr^{0,1671}}{(t + 7,3069)^{0,6348}} \quad (14)$$

Sendo:

$Tr$  = Tempo de retorno (anos)

$t$  = tempo de duração da chuva (min)

O tempo de retorno compreende o período médio onde um evento hidrológico é superado ou igualado em pelo menos uma vez. Nessa pesquisa estão sendo considerados os tempos de 2 e 5 anos, conforme recomenda Paraná (2017) para microdrenagem e de acordo com a equação IDF da Cidade do Recife (Tabela 1).

A vazão de projeto estimada, para o escoamento superficial, foi calculada pelo Método Racional, para cada intervalo de tempo considerado e cada chuva de projeto.

Tabela 1 - Intensidade de chuvas a partir da equação IDF de Recife

t (min)	Tr = 2 anos		Tr = 5 anos		Tr = 10 anos	
	Intensidade da chuva (mm/h)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	Intensidade da chuva (mm/h)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)	Intensidade da chuva (mm/h)	Vazão (m <sup>3</sup> /s)
5	139,496	2,038	162,576	2,375	182,540	2,666
10	112,348	1,641	130,937	1,913	147,015	2,147
15	95,631	1,397	111,453	1,628	125,140	1,828
20	84,109	1,229	98,025	1,432	110,062	1,607
25	75,594	1,104	88,101	1,287	98,920	1,445
30	68,995	1,008	80,410	1,175	90,284	1,318
40	59,340	0,867	69,158	1,010	77,650	1,134
50	52,538	0,767	61,231	0,894	68,750	1,004
60	47,439	0,693	55,288	0,808	62,077	0,906
120	31,654	0,462	36,891	0,539	41,421	0,605
180	24,772	0,362	28,871	0,422	32,417	0,473
240	20,766	0,303	24,202	0,354	27,174	0,396
300	18,092	0,264	21,085	0,308	23,674	0,345
360	16,155	0,236	18,828	0,275	21,140	0,308
420	14,676	0,214	17,104	0,250	19,204	0,280

Fonte: Elaborado pela autora a partir da equação IDF de Recife

Em seguida, utilizou-se da fórmula de Chézy com coeficiente de Manning para estimativas dos diâmetros dos dispositivos de drenagem. O SWMM faz uso da equação de Manning relacionando seu leito com a profundidade, mediante os atributos da rugosidade Equação (15) (ROSSMAN, 2017).

$$Q = \frac{1}{n} RH^{2/3} I^{1/2} A_m \quad (15)$$

Em que:

$Q$  = vazão (m<sup>3</sup>/s)

$RH$  = raio hidráulico (m)

$I$  = declividade do fundo da tubulação (m/m)

$A_m$  = área molhada (m<sup>2</sup>)

$n$  = coeficiente de rugosidade de Manning (m<sup>-1/3</sup> . s)

Nesse estudo está sendo considerado que as tubulações possuem seções circulares e algumas seções retangulares, corroborando que são condutos livres. Assim, estima-se o diâmetro dos condutos Equação (16).

$$D = \left( \frac{Q \times n \times 4^{\frac{5}{3}}}{\pi \times I^{1/2}} \right)^{3/8} \quad (16)$$

Onde:

$D$  = diâmetro (m)

$I$  = diferença de cota (m/m)

Embora, devido à variabilidade que ocorre entre as alterações de fluxo turbulento e fluxo laminar em pequenas profundidades, o valor de  $n$  possui variação inversamente proporcional à profundidade (ROSSMAN, 2012). Então, foi considerado, como valores iniciais, 0,024 para rugosidade, quando em áreas impermeáveis e 0,15 para as áreas permeáveis das sub-bacias, conforme utilizados por Canholi (2014) e Silva (2010).

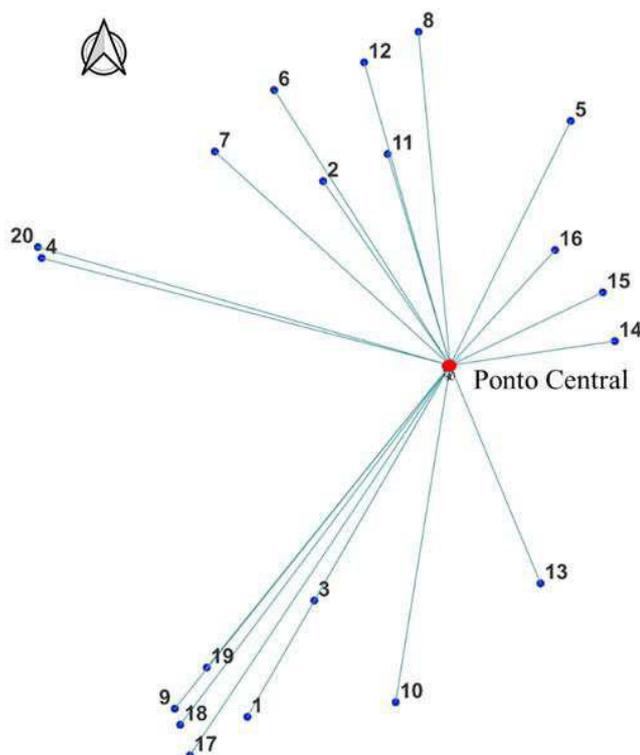
A declividade  $I$  se relaciona com as diferenças de cotas entre jusante e montante dos condutos, juntamente com seu comprimento. Nessa pesquisa estão sendo considerados os dados levantados por Silva, A. (2018), onde as galerias possuem diâmetro de 0,60m e algumas possuem secção retangulares de 1,60x1,20m.

### 3.6.4 Dados Pluviométricos

A obtenção dos dados pluviométricos se deu a partir da seleção das estações pluviométricas de Recife administradas pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN). A partir de então, já no modelo QGIS foram criados dois arquivos shapefile. Um com as coordenadas Universal Transversa de Mercator (UTM), da área de estudo que foi chamada de Ponto Central, outro com as coordenadas UTM de cada uma das vinte estações operadas pela CEMADEN em Recife.

Em seguida, foi realizada a análise vetorial entre as coordenadas das estações e as coordenadas do Ponto Central, gerando assim um novo arquivo que foi chamado de Distância ao Ponto Central. Nele são informadas as distâncias em km de cada uma das estações até a área de estudo, em destaque na Figura 47.

Figura 47 - Distribuição espacial das estações pluviométricas do Recife



Fonte: Elaborado pela autora

Em função da menor distância da estação pluviométrica ao Ponto Central, foi eleita a estação Torreão de N° 16 e código 261160618A, porém não havia leitura disponível para algumas datas

que seriam empregadas. Por esse motivo, foi adotada a segunda estação mais próxima, sendo eleita a RECIFE – Porto, de código 261160620A, com coordenadas UTM de Latitude: 293588,61 e Longitude: 9109259,54. A estação adotada encontra-se a 3.406 km de distância da área de estudo.

Então, a partir da estação pluviométrica escolhida, foram obtidos os dados pluviométricos para cada evento analisado como: a calibração, a validação e as simulações dos Cenários 1, 2 e 3.

A classificação dos eventos de precipitação, abordados neste estudo, se deu com base na pesquisa de Souza; Azevedo; Araújo (2012) e apresentada conforme Tabela 2.

Tabela 2 - Classificação da intensidade da chuva

<b>Classificação da intensidade da chuva</b>	
<b>Tipo de Chuva</b>	<b>Total Diário</b>
Chuva muito fraca (Cmf)	$2,20 \leq P < 4,20$ mm
Chuva fraca (Cf)	$4,20 \leq P < 8,40$ mm
Chuva Moderada (CM)	$8,40 \leq P < 18,60$ mm
Chuva Forte (CF)	$18,60 \leq P < 55,30$ mm
Chuva Muito Forte (CMF)	$55,30 \leq P < 100,00$ mm
Chuva Extrema (CE)	$100,00 \leq P < 150,00$ mm
Chuva Muito Extrema (CME)	$\geq 150,00$ mm

Fonte: Souza; Azevedo; Araújo (2012) – Adaptado pela autora

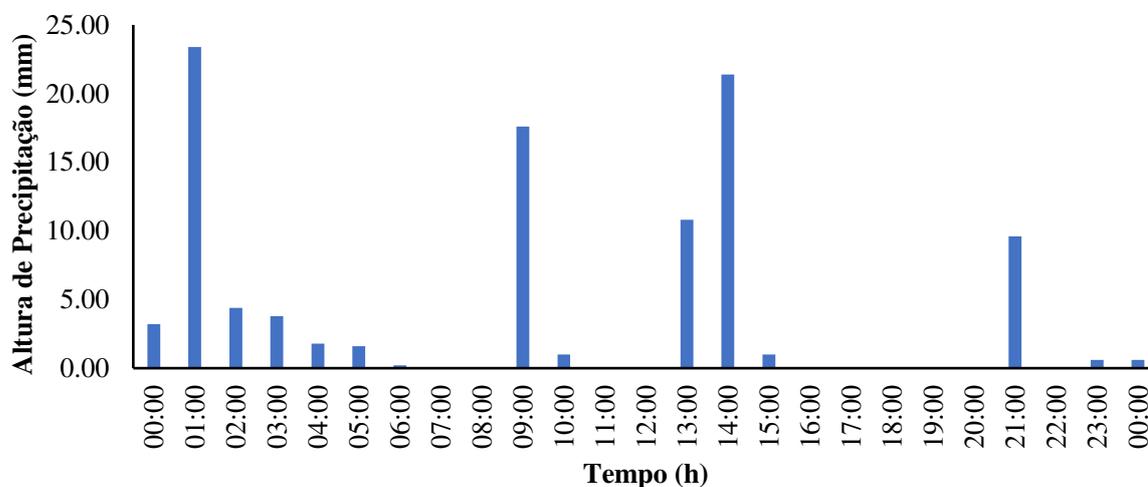
### **3.7 Calibração e Validação do SWMM**

A calibração foi realizada de forma manual e simplificada, por tentativas e erros, que é mais trabalhosa, porém possibilita a obtenção maior conhecimento sobre o desempenho do modelo.

Os dados foram ajustados baseando-se nos valores estimados da altura de lâmina e do volume de vazão. O evento adotado para calibração foi o ocorrido no dia 22 de março de 2022, que teve chuvas intensas com duração de seis horas, acontecendo entre as 00:00h e 06:00h, e com precipitação total de 101,00mm, recebendo classificação de intensidade CE. A maior

precipitação ocorreu entre à 01:00h com 23,40mm acumulado no horário (Figura 48).

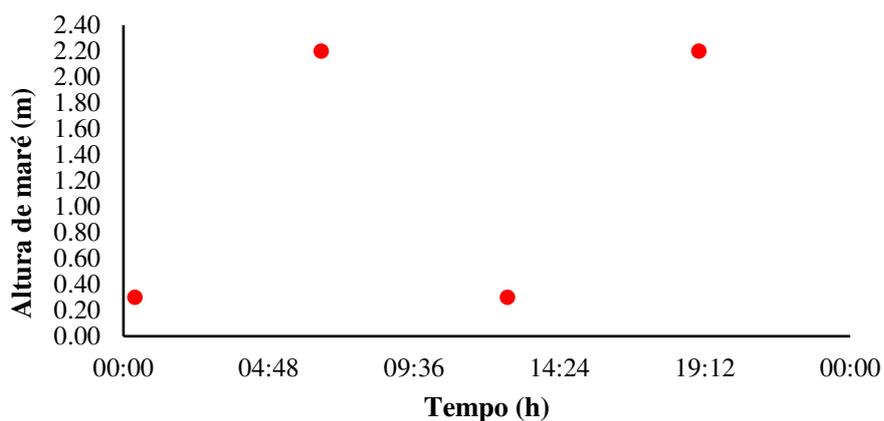
Figura 48 - Precipitação do evento de Calibração



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do CEMADEN (2022)

De acordo com a equação IDF, o evento correspondeu a uma recorrência calculada de 2 anos com duração de 10min. Os dados de maré foram obtidos a partir das tábuas de maré disponibilizadas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN). Para um dia são disponibilizadas quatro leituras, sendo duas de préamar e duas de baixamar. As preamares ocorreram às 06:32h e 19:00h, enquanto as baixamars ocorreram 0:23h e 12:41h. No evento de calibração houve oscilação da maré de sizígia, variando entre 0,30m a 2,20m (Figura 49).

Figura 49 - Tábua de maré do evento da Calibração



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da DHN (2022)

As interpolações para elaboração das curvas de maré foram realizadas no software Excel, com procedimentos conforme recomendados pelo Instituto Hidrográfico (2018) e Torma (2018). Nesse dia houve muitos transtornos pela cidade. Na área de estudo pode-se perceber os

alagamentos ocorridos (Figura 50 e Figura 51) Foi estimada, a partir da sarjeta, uma altura de lâmina de alagamento de 0,23m para esse evento.

Figura 50 - Imagens do evento da Calibração – Sentido contrário ao fluxo de veículos da Rua Benfica



Fonte: Acervo pessoal

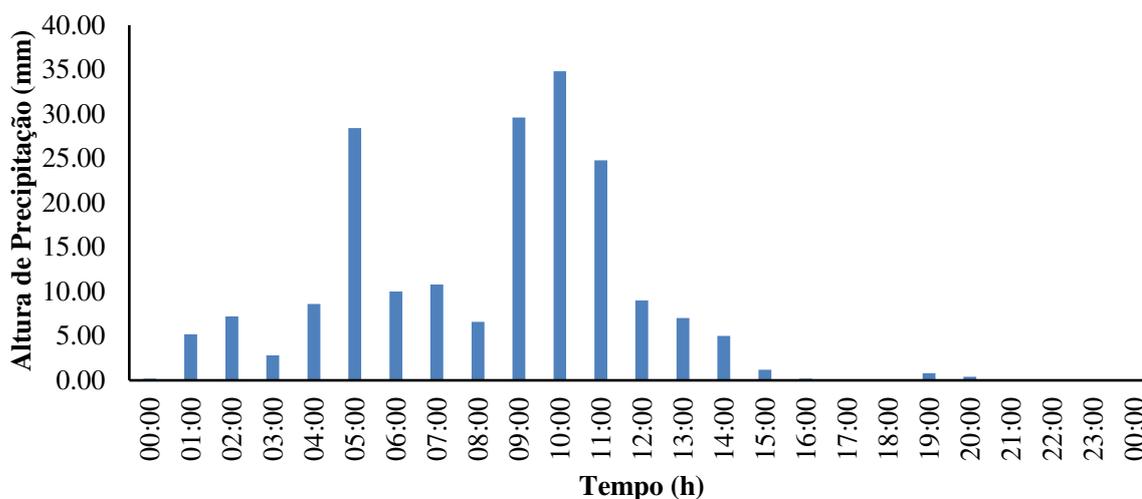
Figura 51 - Imagens do evento da Calibração - Sentido do fluxo de veículos da Rua Benfica



Fonte: Acervo pessoal

Para a validação do modelo foi considerado o evento do dia 28 de maio de 2022 (Figura 52) onde houve uma precipitação total de 192,60mm, recebendo classificação de intensidade CME. Durante esse evento houve catorze horas seguidas de precipitação. O pico de chuva ocorreu na série horária das 10:00h com 34,80mm de precipitação.

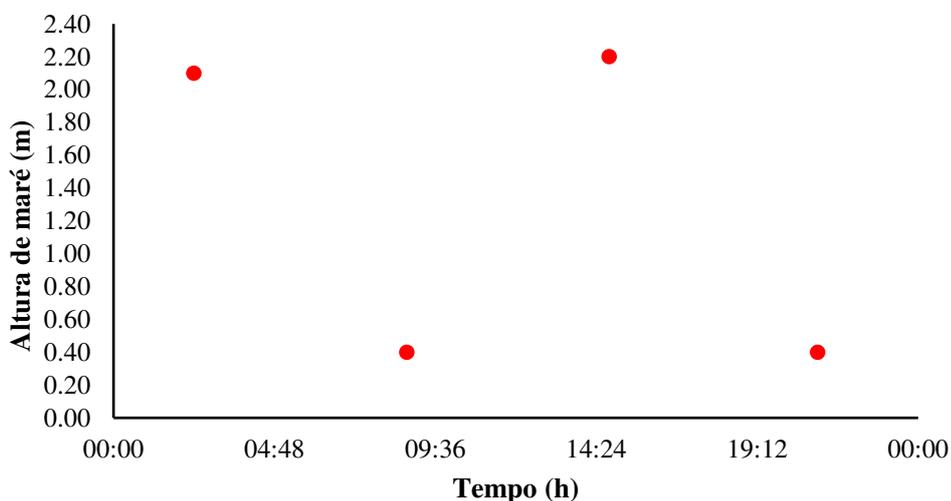
Figura 52 - Precipitação do evento da Validação



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do CEMADEN (2022)

Foram utilizados dados diferentes dos dados da calibração, objetivando analisar a eficiência do modelo calibrado e observando se os valores informados como parâmetros sensíveis, retratam adequadamente o comportamento das sub-bacias. Em relação à tábua de maré, as preamares ocorreram às 02:24h e 14:47h (Figura 53).

Figura 53 - Altura de maré do evento da Validação



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da DHN (2022)

Naquele dia, a cidade literalmente parou, causando transtornos ainda maiores à população (Figura 54). Em praticamente toda cidade houve alagamentos decorrentes dos picos pluviométricos, influenciados também pela variação das marés. Foi estimada uma altura de lâmina de alagamento de 0,33m, a partir da sarjeta, para este evento.

Figura 54 - Imagens do evento da Validação – A: Rua Benfica/Praça Euclides da Cunha;  
B: Rua Benfica;



Fonte: Acervo pessoal

Para as simulações dos eventos de calibração e validação foram levados em conta que a rede de microdrenagem estava operando com 83,33%, considerando-se uma redução no diâmetro das galerias ou condutos de 0,60m para 0,50m da sua capacidade. Essa observação fez-se necessária devido à possível existência de resíduos sólidos, atribuídos aos carreamentos ocorridos durante as chuvas, podendo comprometer a sua capacidade total. Quando é possível a utilização da capacidade total dos condutos, há um maior volume de escoamento das águas.

Rossmann; Simon (2015) relacionam os parâmetros permissíveis para os ajustamentos durante a calibração, sendo eles: largura média, infiltração, percentual de área permeável e impermeável e coeficiente de rugosidade de Manning. Assim, durante o processo de calibração podem ser utilizados todos os parâmetros mencionados, ao mesmo tempo.

Para essa pesquisa o parâmetro do coeficiente de rugosidade de Manning dos Condutos foi o que demonstrou possuir maior sensibilidade no decorrer da calibração, permitindo ajustes mais próximos dos valores aceitáveis, sendo possível comparar os dados calibrados com os valores estimados.

### 3.8 Cenários e Controle LID

Após os procedimentos de calibração e validação foram realizadas as simulações por meio de reprodução de três cenários com variação das pluviosidades e das curvas de marés, sendo levado em conta que a rede de drenagem existente também estava operando em 83,33% da sua capacidade total, devido a considerações mencionadas anteriormente.

As simulações foram realizadas sem e com o controle de LID. O controle se deu por meio da simulação das biovaletas moduladas com dimensões de 4,80m de comprimento, 1,20m de largura e 1,65m de profundidade.

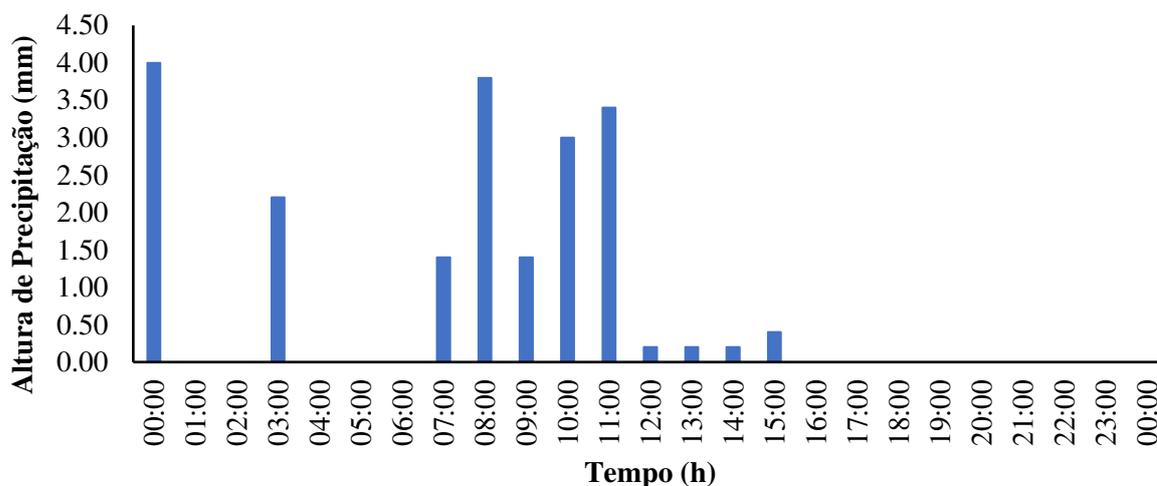
Dessa forma, foram consideradas a implantação de 52 módulos de biovaletas no total, a fim de verificar a capacidade de infiltração das biovaletas e a diminuição do escoamento superficial, averiguando sob esses pontos sua eficiência, pois o sistema de biorretenção também “purifica” as águas que possivelmente seguirão para abastecer o nível freático, porém não é o objeto desse estudo.

Buscou-se simular, inicialmente, cenários com precipitações de 10,00mm, 40,00 e 60,00mm, a fim de analisar como se comportaria o sistema de biorretenção intensidades de CM a CMF. As chuvas ocorridas na região, com mais frequência, encontram-se dentro dessa faixa de pluviosidade. Porém, não havia dados com esses valores aproximados. Portanto, adotaram-se precipitações de 20,20mm, 39,00mm e 60,00mm.

- **Cenário 1**

Como Cenário 1 foram considerados os dados de pluviosidade das chuvas que ocorreram no dia 23 de abril de 2022 com duração de nove horas seguidas de precipitação, que totalizaram 20,20mm, porém com baixa intensidade. O maior pico desse evento ocorreu às 00:00hs com 4,00mm (Figura 55). Esse volume de precipitação ocorre com mais frequência, durante os períodos de chuvas na região que vai do mês de abril ao mês de agosto.

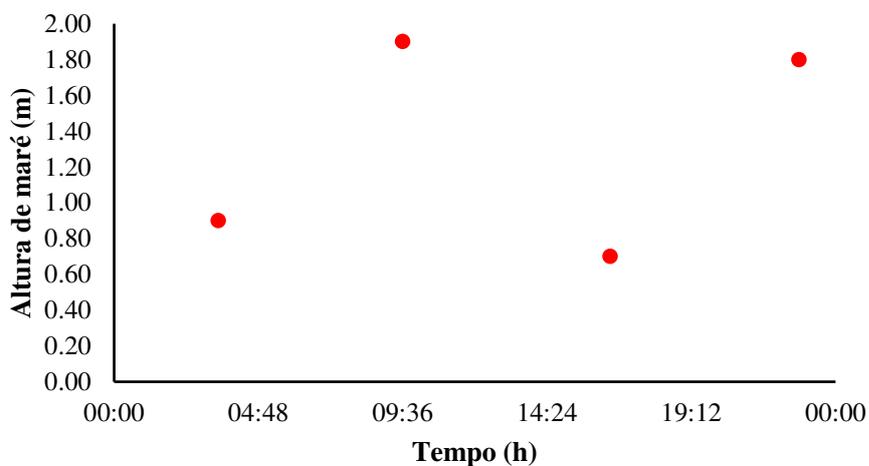
Figura 55 - Precipitação do Cenário 1



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do CEMADEN (2022)

A curva de maré teve amplitude de 1,20m (Figura 56).

Figura 56 - Altura de maré para o Cenário 1

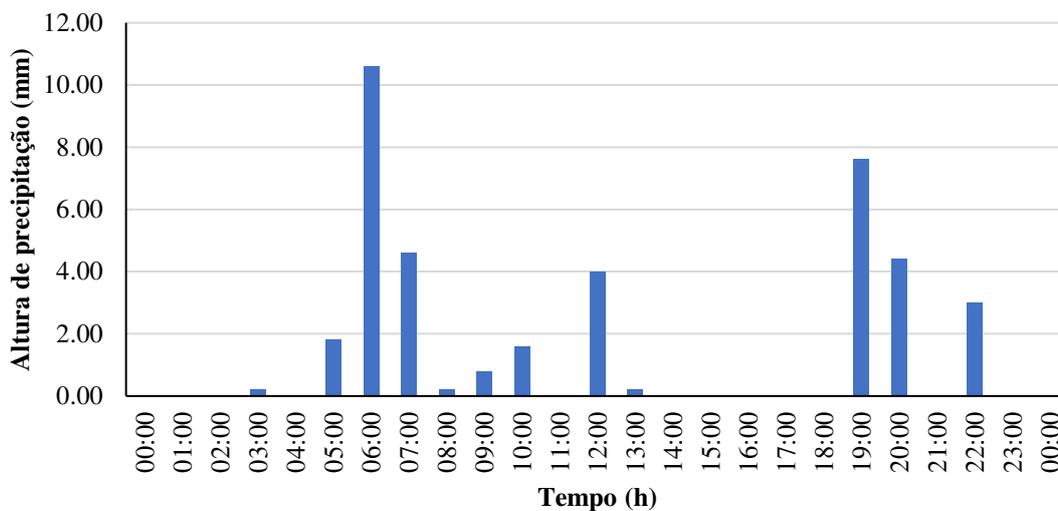


Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da DHN (2022)

## ● Cenário 2

Para o Cenário 2 foram levados em consideração os dados pluviométricos do evento ocorrido no dia 26 de maio de 2022 que totalizaram 39,00mm de precipitação diária, além da tábua de maré. A maior pluviosidade desse evento ocorreu na série horária das 06:00h com 10,60mm (Figura 57).

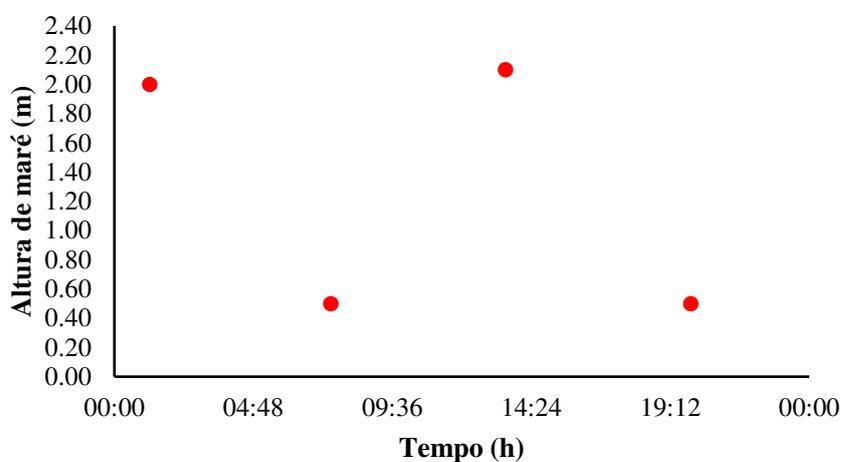
Figura 57 - Precipitação do Cenário 2



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do CEMADEN (2022)

A curva de maré teve amplitude de 1,60m (Figura 58).

Figura 58 - Altura de maré do Cenário 2



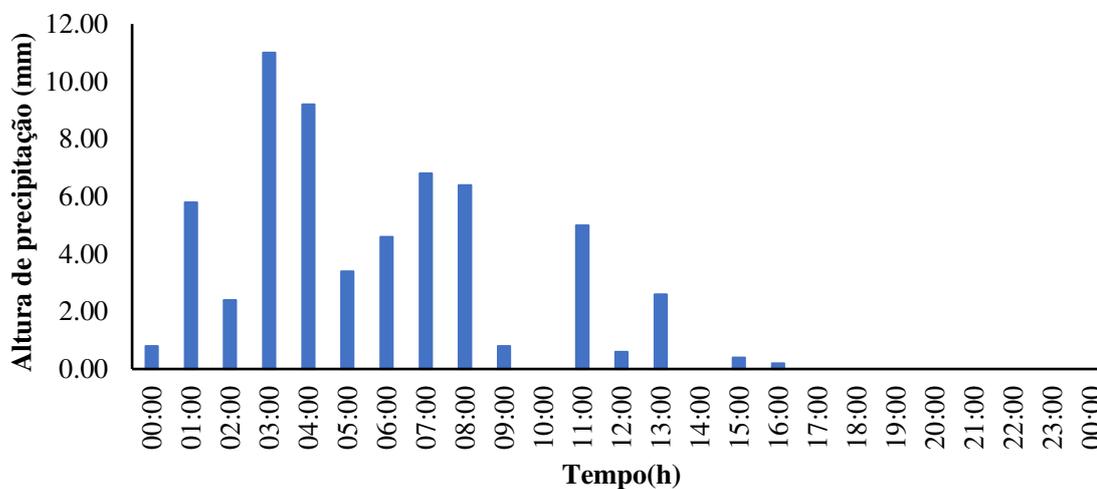
Fonte: Elaborado pela autora a partir de dado da DHN (2022)

- **Cenário 3**

Já para o cenário 3 buscou-se uma precipitação maior em relação aos dois cenários anteriores, que receberam classificação CMF. A precipitação diária foi de 60,00mm e ocorreu no dia 07 de junho de 2022. A maior pluviosidade aconteceu às 03:30h com 3,60mm, e dez horas seguidas de precipitação (Figura 59).

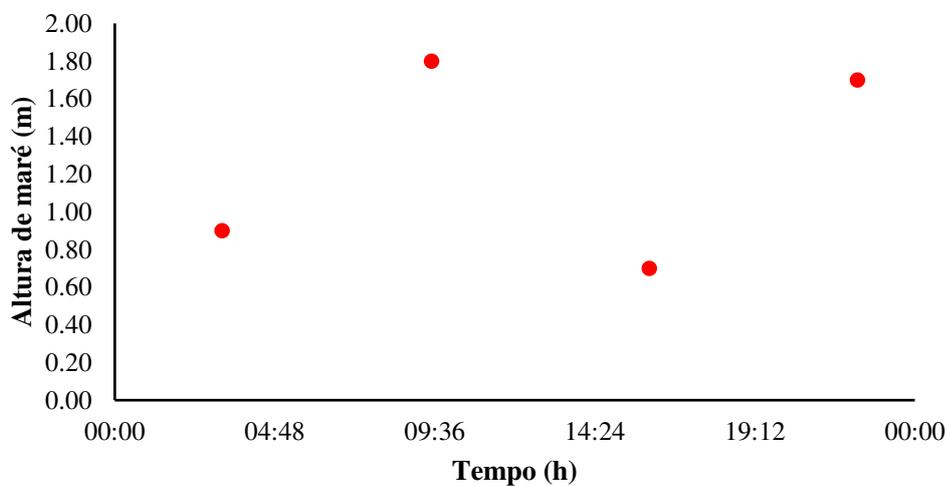
A curva de maré teve amplitude de 1,10m (Figura 60). Por ser um cenário com uma precipitação muito forte, torna-se relevante para análise dessa pesquisa.

Figura 59 - Precipitação do Cenário 3



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da CEMADEN (2022)

Figura 60 - Altura de maré do Cenário 3



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da DHN (2022)

A classificação das precipitações dos cenários simulados seguiu as propostas por Souza; Azevedo; Araújo, (2012) (Quadro 9).

Quadro 9 - Classificação das pluviosidades simuladas nos Cenários

Nome	Pluviosidade	Classificação da Intensidade da Chuva
<b>Cenário 1</b>	20,20mm	Chuva Forte (CF)
<b>Cenário 2</b>	39,00mm	Chuva Forte (CF)
<b>Cenário 3</b>	60,00mm	Chuva Muito Forte (CMF)

Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados de Souza; Azevedo; Araújo, (2012)

Além disso, foram definidos os parâmetros de entrada para o controle LID conforme propostos por Costa (2002) e Rossman; Simon (2015) (Quadro 10).

Quadro 10 - Parâmetros de entrada para o controle LID

Parâmetros Controle LID		
Camada	Parâmetros	Valores
<b>Superficial</b>	Altura do armazenamento superficial da lâmina (mm)	Variável
	Fração da cobertura vegetal	0,40
	Rugosidade superficial (Manning)	0,04
	Declividade superficial (%)	2,00
<b>Armazenamento</b>	Altura da camada (mm)	Variável
	Índices de vazios	0,50
	Fator de colmatação	36,00
<b>Sistema de Drenos</b>	Expoente de drenagem	0,50
	Coeficiente de drenagem (mm/h)	0,80
	Altura do dreno acima do fundo da camada	Variável

Fonte: Costa (2002); Rossman; Simon (2015) – Adaptado pela autora

Para o controle LID foi idealizada a implantação da biovaletas moduladas na sub-bacia SB1, nas seguintes calçadas: calçada da Praça Euclides da Cunha, calçada do Clube Internacional, resguardando os acessos ao Clube e na calçada da Escola Politécnica de Pernambuco, no lado da rua Benfica, resguardando a parada de ônibus ali existente (Figura 61).

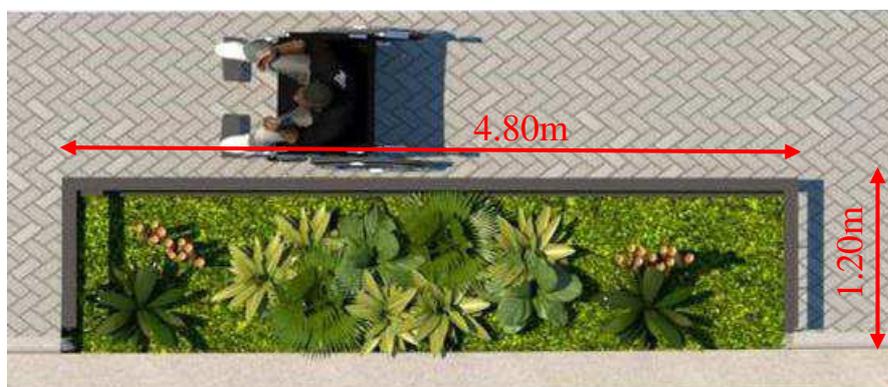
Figura 61 - Demarcação das áreas onde foram simuladas as biovaletas



Fonte: Elaborado pela autora a partir da imagem satélite

Os módulos propostos foram considerados sem fechamento próximo ao meio fio para facilitar a entrada das águas provenientes do escoamento superficial (Figura 62).

Figura 62 - Vista esquemática do módulo da biovaleta



Fonte: Elaborado pela autora

As águas deverão ser conduzidas pela sarjeta ou proveniente diretamente da precipitação, iniciando assim o processo de infiltração no sistema de biorretenção (Figura 63).

Figura 63 - Vista esquemática de uma biovaleta – **A**: vista do módulo isolado; **B**: vista do módulo implantado na praça



Fonte: Elaborado pela autora

O pré-dimensionamento do dispositivo de biorretenção pode ter seus valores pré-fixados (SUDERHSA, 2002). Para essa pesquisa o dispositivo de biovaleta teve os valores fixados da largura em 1,20m e do comprimento em 4,80m, sendo considerado de seção trapezoidal. O tempo de retorno estimado é de 2 anos. O volume de acumulação da lâmina e a altura da máxima da lâmina d'água foram calculados baseado em Suderhsa (2002) e de acordo com as Equações (17), (18) e (19).

$$\beta' = \frac{CA}{BL'} \quad (17)$$

Sendo:

$\beta'$  = coeficiente de escoamento

$A$  = área de contribuição (m<sup>2</sup>)

$C$  = coeficiente de escoamento da área de contribuição

$B$  = largura biovaleta (m)

$L'$  = comprimento da biovaleta (m)

$$V = \left( 7,11\sqrt{\beta'}Tr^{0,129} - 0,64\sqrt{qs} \right)^2 \quad (18)$$

Com:

$V$  = volume de acumulação da lâmina (mm)

$\beta'$  = coeficiente de escoamento

$Tr$  = tempo de retorno

$qs = 27l/s.ha$

$L$  = comprimento da biovaleta (m)

$$H' = \frac{V}{10\eta} \quad (19)$$

Com:

$H'$  = Profundidade média (cm)

$V$  = volume máximo de acumulação (mm)

$\eta$  = porosidade da brita

Teixeira; Silva, (2019) recomenda que a vegetação a ser utilizada em um sistema de biorretenção seja da flora local/regional e de clima subtropical, buscando amenizar a manutenção necessária e proporcionar circunstâncias favoráveis ao seu desenvolvimento. Elas propõem espécies que realizam a filtração da água e permitam a sua infiltração no solo com facilidade, assim como a redução do escoamento superficial.

A vegetação do sistema de biorretenção atua diretamente no microclima, proporcionando melhoria e qualidade aos pedestres, além de harmonizar com o entorno da Praça, no entanto, o modelo SWMM não requisita a sua especificidade.

## **4. RESULTADOS**

Neste capítulo foram expostos e discutidos os resultados obtidos a partir da pesquisa realizada na área de estudo sendo: i) ensaio de infiltração e as análises de desempenho do Modelo de infiltração de Horton e das estatísticas empregadas nela; ii) teor de umidade e os dados analisados; iii) Calibração e validação do SWMM; iv) das simulações realizadas para os cenários propostos, levando em consideração as proposições disponíveis na literatura acadêmica sobre o conhecimento e desempenho de sistema de biovaletas como controle LID no modelo SWMM.

### **4.1 Taxa de Infiltração**

De posse das leituras efetuadas em campo foram realizadas as análises estatísticas dos dados de infiltração e confeccionados os gráficos: i) gráficos dos valores medidos x valores calculados; ii) gráficos da curva da taxa de infiltração para cada um dos pontos ensaiados; iii) gráficos da taxa de infiltração final, e apresentado os resultados do teor de umidade inicial e saturada.

A partir dos dados medidos e fazendo uso do Solver, suplemento do software Excel, pelo MMQ, foi realizado os ajustamentos dos dados medidos do ensaio de infiltração para uso da equação de Horton, considerando como função-objetivo a célula do SQE (Tabela 3, Tabela 4, Tabela 5).

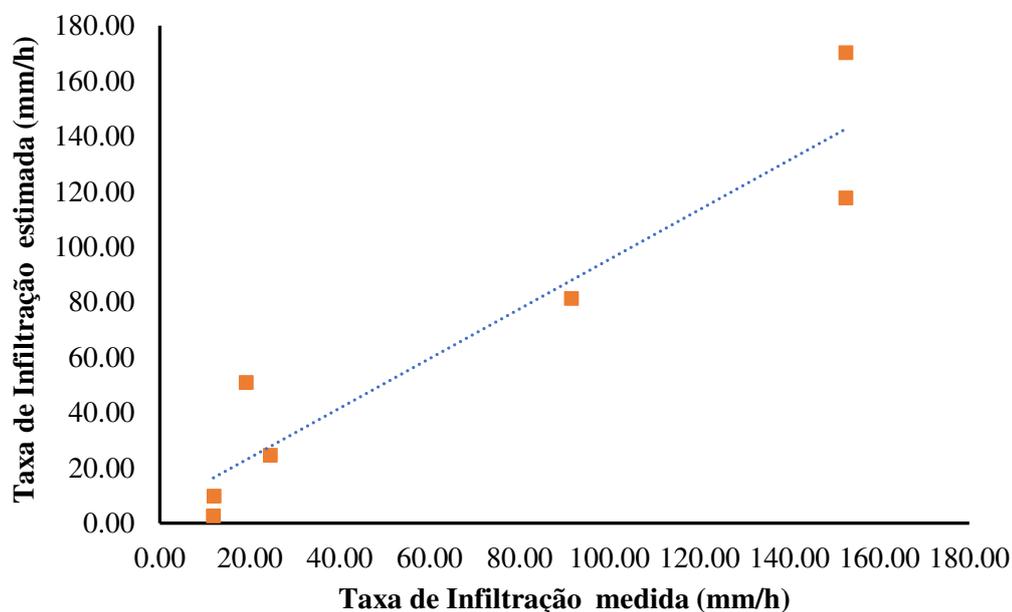
Tabela 3 - Valores de infiltração medidos e calculados - Ponto 01

PONTO 01				
Tempo	Valores Medidos	Valores Calculados	Erro Absoluto	Quadrado do Erro
$\Delta$ Tempo (h)	Taxa Infiltração (mm/h)	Taxa Infiltração ajustada (mm/h)	Erro	SQE
0,033	152,542	170,208	-17,666	312,083
0,033	152,542	117,614	34,929	1220,005
0,033	91,525	81,271	10,254	105,152
0,052	19,251	50,840	-31,588	997,824
0,081	24,573	24,472	0,102	0,010
0,083	12,040	9,697	2,344	5,492
0,168	11,921	2,628	9,293	86,354
<b>Total</b>	<b>464,396</b>	<b>456,729</b>	<b>7,667</b>	<b>2726,921</b>

Fonte: Elaborado pela autora

A Figura 64 apresenta os sete pontos que foram plotados e ajustados pelo MMQ.

Figura 64 - Taxa de Infiltração - valores medidos x valores ajustados – Ponto 01



Fonte: Elaborado pela autora

O ponto 02 também apresentou um alto valor no somatório do SQE, buscando compensar as altas leituras iniciais. Foram realizadas oito leituras nesse ponto até a estabilização da taxa de infiltração.

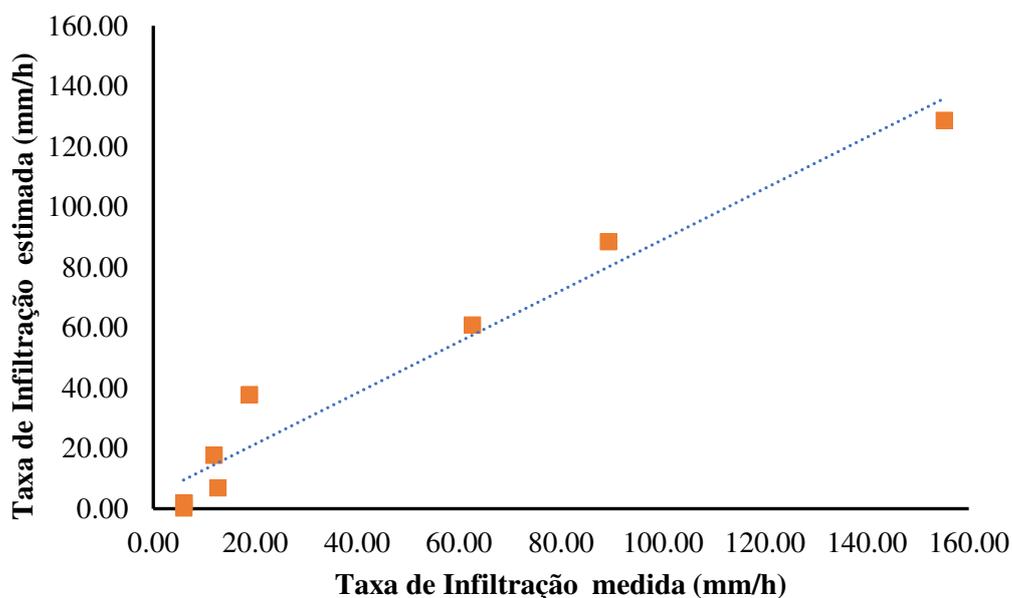
Tabela 4 - Valores de infiltração medidos e calculados - Ponto 02

PONTO 02				
Tempo	Valores Medidos	Valores Calculados	Erro Absoluto	Quadrado do Erro
$\Delta$ Tempo (h)	Taxa Infiltração (mm/h)	Taxa Infiltração ajustada (mm/h)	Erro	SQE
0,032	155,172	128,691	26,482	701,272
0,034	89,256	88,487	0,770	0,592
0,032	62,609	60,873	1,736	3,013
0,053	18,848	37,872	-19,024	361,899
0,084	11,881	17,731	-5,849	34,217
0,079	12,676	6,971	5,705	32,547
0,166	6,030	1,932	4,098	16,792
0,168	5,941	0,289	5,651	31,939
<b>Total</b>	<b>356,473</b>	<b>342,556</b>	<b>19,568</b>	<b>1182,271</b>

Fonte: Elaborado pela autora

A Figura 65 apresenta os pontos que foram plotados e ajustados pelo MMQ. Percebe-se que neste ponto há um possível outlier.

Figura 65 - Taxa de Infiltração - valores medidos x valores ajustados – Ponto 02



Fonte: Elaborado pela autora

No ponto 03 observa-se menores valores no somatório do *SQE*, pelo fato de terem as menores leituras da taxa de infiltração. Têm-se catorze leituras até a estabilização da taxa de infiltração, resultando numa duração de ensaio de 2:30h, o que pode ter contribuído para leituras posteriores mais próximas.

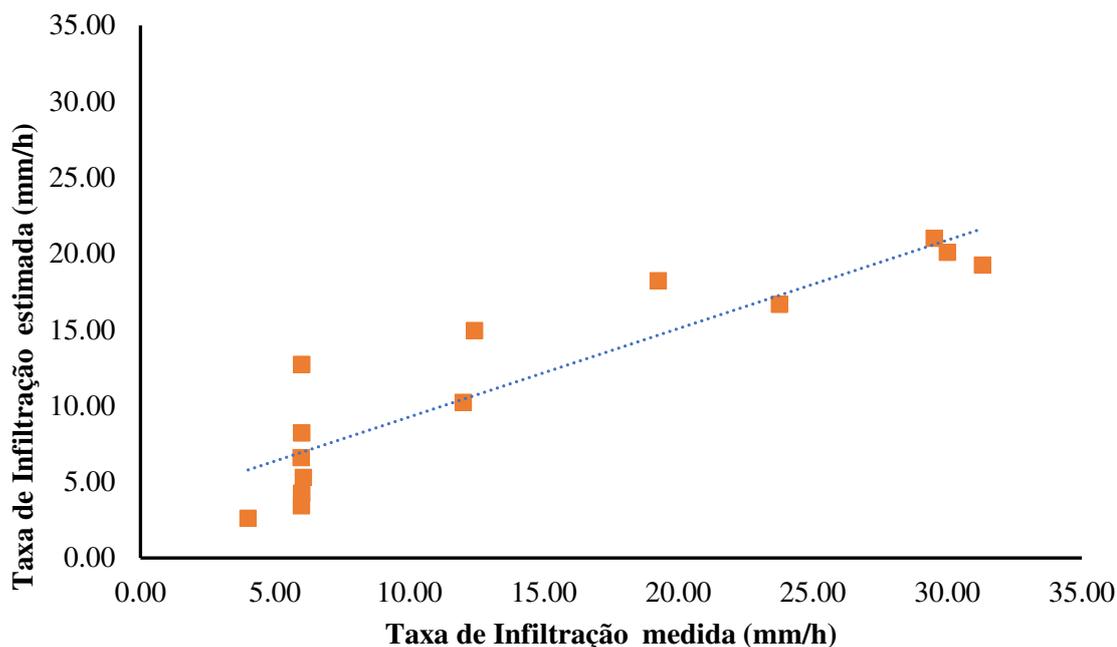
Tabela 5 - Valores de infiltração medidos e calculados - Ponto 03

PONTO 03				
Tempo	Valores Medidos	Valores Calculados	Erro Absoluto	Quadrado do Erro
$\Delta$ Tempo (h)	Taxa Infiltração (mm/h)	Taxa Infiltração ajustada (mm/h)	Erro	SQE
0,034	29,508	21,009	8,499	72,238
0,033	30,000	20,101	9,899	97,990
0,032	31,304	19,257	12,047	145,141
0,052	19,251	18,226	1,025	1,051
0,084	23,762	16,672	7,090	50,272
0,081	12,414	14,961	-2,547	6,489
0,167	6,000	12,737	-6,737	45,389
0,167	12,000	10,232	1,768	3,127
0,167	6,000	8,219	-2,219	4,924
0,168	5,970	6,599	-0,629	0,395
0,165	6,050	5,302	0,748	0,560
0,167	6,000	4,263	1,737	3,016
0,167	5,990	3,424	2,566	6,584
0,250	4,004	2,610	1,394	1,943
<b>Total</b>	<b>152,240</b>	<b>122,963</b>	<b>34,643</b>	<b>439,119</b>

Fonte: Elaborado pela autora

Os valores do somatório total do *SQE* para os três pontos ensaiados se apresentaram muito alto para o ponto 01 e baixo para o ponto 03, o que pode presumir não haver representatividade em relação à sua média. A Figura 66 apresenta os dezessete pontos que foram plotados e ajustados pelo MMQ.

Figura 66 - Taxa de Infiltração - valores medidos x valores ajustados - Ponto 3



Fonte: Elaborado pela autora

Foi realizada a análise de desempenho do Modelo de infiltração de Horton conforme apontado na Tabela 6.

Os resultados apresentaram *EQM* com valores muito altos para os três pontos, demonstrando haver grandes desvios entre os valores medidos e os valores calculados. O *RD* apresentou valores próximos de um para os pontos 01 e 02, porém para o ponto 03 apresentou um leve aumento.

Tabela 6 - Resultados dos parâmetros da análise de desempenho do modelo de infiltração de Horton

PONTOS	EQM	RD	EM	CMR	R <sup>2</sup>	RMSE	NSE
<b>P. 01</b>	587,197	1,108	0,892	0,016	0,892	19,737	0,892
<b>P. 02</b>	326,221	1,333	0,941	0,054	0,956	12,156	0,941
<b>P. 03</b>	221,491	2,424	0,688	0,174	0,817	5,600	0,688
<b>Média</b>	<b>378,303</b>	<b>1,622</b>	<b>0,840</b>	<b>0,081</b>	<b>0,888</b>	<b>12,498</b>	<b>0,840</b>

Fonte: Elaborado pela autora

O *EM* apresentou seus valores próximos de um para os pontos 01 e 02 e menor que 0,70 para o ponto 03, presumindo que as estimativas dos valores do experimento se mostraram representativas para os primeiros dois pontos, porém considerando a média entre eles, torna-se

representativa. O *CMR* apresentou valores diferentes de zero para os três pontos, demonstrando que o modelo de Horton para estes pontos teve comportamento levemente alterado para os pontos 01 e 02 e um pouco mais para o ponto 03, superestimando levemente as taxas de infiltração. O  $R^2$  aponta que há ajustamento entre os valores medidos e os valores calculados, apresentando-se com valores muito próximos a um, apontando que há um forte ajustamento do modelo aos dados experimentados, principalmente em relação ao ponto 02 (HOFFMANN, 2017; SOARES; HEMMECKER, 2017; SOARES; HOLANDA; OLIVEIRA, 2022).

O RMSE mostrou valores variando de 587,197mm/h<sup>-1</sup> a 221,491mm/h<sup>-1</sup>, o que pode estar relacionado às altas variabilidades existentes entre os dados analisados, e pode estar atribuído aos atributos físicos do solo (ALMEIDA, 2015).

O *NSE* apresentou-se próximo de um para os pontos 01 e 02, encontrando-se classificado como muito bom para esses pontos e abaixo do esperado para ponto 03, sendo classificado como insatisfatório, subestimando o valor dos dados de infiltração. Porém, quando se relaciona à média entre os valores apresentados, tem-se a classificação como bom, considerada satisfatória (MORIASI et al., 2007; SILVEIRA, et al., 2022).

As grandes variações das taxas de infiltração podem ser atribuídas a fatores como: i) umidade inicial do solo; ii) porosidade; ii) variações de textura e caracterização relacionadas a elas; podendo haver influência também dos macroporos (SILVA; ARAÚJO FILHO; LUZ 2006).

Almeida (2015) evidencia também que durante a análise do desempenho do modelo é importante serem levados em consideração não só a Eficiência da Modelagem, mas também diversos outros índices, devido a alguns modelos se ajustarem melhor aos dados do experimento pelo indicador do índice. Para ele o índice do coeficiente de determinação  $R^2$  se mostra mais apropriado na análise do Modelo de Horton.

Realizou-se também alguns testes de hipóteses estatístico a fim de averiguar a igualdade ou não entre os dados experimentais e calculados e sustentá-lo, aceitando ou não a hipótese formulada ( $H_0$ : Nula;  $H_1$ : alternativa) (ALBERTO, 2014; ASSIS; SOUSA; LINHARES, 2020).

Em cada um dos três pontos ensaiados foram analisados os valores medidos e os valores calculados, quando assim coubessem. Os três pontos possuem quantidade de leituras diferentes.

Inicialmente, os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk (estatística W) associado à correlação e regressão, com intervalo de confiança de 95,00% e nível de significância ( $\alpha$ ) de 5,00%, objetivando verificar se eles provinham de uma distribuição normal, baseados nas seguintes hipóteses: H0:  $p < 0,05$  rejeita-se a hipótese nula e H1:  $p > 0,05$  não se rejeita a hipótese nula (ALBERTO, 2014).

Os resultados apresentaram nível de significância de  $p > 0,05$ , não rejeitando assim a hipótese nula H0, demonstrando que os dados provinham de uma distribuição normal (Tabela 7).

Tabela 7 - Resultado Teste de Shapiro-Wilk

<b>Teste de Shapiro-Wilk</b>			
<b>Resultados</b>	<b>Ponto 01</b>	<b>Ponto 02</b>	<b>Ponto 03</b>
<b>Tamanho da amostra</b>	7	8	14
<b>Média</b>	65,200	42,900	11,700
<b>Mediana</b>	50,800	27,800	11,500
<b>Desvio-padrão</b>	61,800	46,600	6,690
<b>W de Shapiro-Wilk</b>	0,964	0,913	0,948
<b>p Shapiro-Wilk</b>	0,856	0,373	0,535

Fonte: Elaborado pela autora a partir do Jamovi (2022)

Então, por tratar-se de uma distribuição normal foi realizado o teste paramétrico de Correlação de Pearson, objetivando testar a intensidade das relações entre as amostras, com intervalo de confiança de 95,00% e nível de significância de 5,00% (ALEXANDRE; NETO; STEIN, 2003; TRIOLA, 2017; VIALI, 2008)

Os resultados apresentaram nível de significância  $p < 0,05$  para os três pontos, rejeitando assim a hipótese nula e confirmando que há uma correlação estatisticamente significativa entre os dados, sendo mais evidente para o ponto 02, onde o intervalo de confiança teve uma variação de 0,88 a 1,00, classificado por Dancey; Reidy (2005) como: i)  $r = 0,10$  a  $0,30$ : fraco; ii)  $r = 0,40$  a  $0,60$ : moderado; iii)  $r = 0,70$  a  $1,00$ : forte, apresentando-se no teste como forte (Tabela 8).

Tabela 8 - Resultado Teste de Correlação de Pearson

Correlação de Pearson			
Resultados	Ponto 01	Ponto 02	Ponto 03
<b>n (pares)</b>	7	8	14
<b>r (Pearson)</b>	0,945	0,978	0,904
<b>IC 95 %</b>	0,67 a 0,99	0,88 a 1,00	0,72 a 0,97
<b>IC 99 %</b>	0,46 a 1,00	0,80 a 1,00	0,62 a 0,98
<b>R<sup>2</sup></b>	0,893	0,957	0,818
<b>t</b>	6,455	11,502	7,341
<b>GL</b>	5,000	6,000	12,000
<b>(p)</b>	0,0013	< 0,0001	< 0,0001
<b>Poder 0,05</b>	0,973	1,000	1,000
<b>Poder 0,01</b>	0,892	0,997	0,996

Fonte: Elaborado pela autora a partir do Bioestat (2022)

Na análise estatística (Tabela 9) os dados de infiltração se mostraram homogêneos, apresentando Coeficientes de Variação (CV) menores que 15,00%. (MARIA; FARIAS, 2008; LEAL; SILVA; SAPELETE, 2005; OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2011; PEREZ, 2011; TRIOLA, 2017).

Tabela 9 - Estatística Descritiva

Estatística Descritiva						
	Ponto 01		Ponto 02		Ponto 03	
<b>Tamanho da amostra</b>	7	7	8	8	14	14
<b>Mínimo</b>	11,921	2,628	5,941	0,289	4,004	2,610
<b>Máximo</b>	152,542	170,208	155,172	128,691	31,304	21,009
<b>Amplitude Total</b>	140,621	167,580	149,231	128,402	27,300	18,399
<b>Mediana</b>	24,573	50,840	15,762	27,802	9,025	11,485
<b>Primeiro Quartil (25%)</b>	15,646	17,085	10,418	5,711	6,000	5,626
<b>Terceiro Quartil (75%)</b>	122,034	99,443	69,271	67,777	22,634	17,838
<b>Desvio Interquartilico</b>	106,388	82,358	58,853	62,065	16,634	12,211
<b>Média Aritmética</b>	66,342	65,247	45,302	42,856	14,161	11,687
<b>Variância</b>	4227,938	3815,498	2896,531	2172,144	108,363	44,694
<b>Desvio Padrão</b>	65,023	61,770	53,819	46,606	10,410	6,685
<b>Erro Padrão</b>	24,576	23,347	19,028	16,478	2,782	1,787
<b>Coefficiente de Variação</b>	0,980	0,947	1,188	1,088	0,735	0,572
<b>Assimetria (g1)</b>	0,678	0,808	1,472	0,989	0,742	0,037
<b>Curtose (g2)</b>	-1,843	-0,378	1,524	-0,041	-1,223	-1,673

Fonte: Elaborado pela autora a partir do BioEstat (2022)

Embora as Variâncias tenham se apresentado altas, presumindo haver dispersão em relação à média, principalmente no ponto 01, pode estar atrelada às propriedades físico-hídricas existentes no solo como: densidade, textura, condutividade hidráulica, umidade, etc, bem como o Desvio Padrão que apresentou o grau de dispersão entre os dados (PAIXÃO, et al., 2009).

Presume-se que a desigualdade entre os valores da mediana e da média ocorre devido a distribuição possuir assimetria positiva à direita segundo Cichota; Van Lier; Rojas (2003). Já em relação à curtose a distribuição apresenta-se Platicúrtica por possuir valor inferior a 3,00.

Foi realizado o teste t para amostras emparelhadas a fim de verificar se houve diferença significativa entre as médias dos dados medidos e calculados, considerando intervalo de confiança de 95,00% e nível de significância de 5,00% com pressuposto de:  $H_0: p > 0,05$ , rejeita-se a hipótese nula e  $H_1: p < 0,05$  não rejeita-se a hipótese nula. Os resultados demonstraram que não houve diferença significativa entre as médias dos dados, rejeitando a hipótese nula (Tabela 10).

Tabela 10 - Teste t amostras emparelhadas

<b>Teste t amostras emparelhadas</b>			
	<b>Ponto 01</b>	<b>Ponto 02</b>	<b>Ponto 03</b>
<b>gl</b>	6	7	13
<b>t de Student</b>	0,136	0,543	1,780
<b>(p)</b>	0,896	0,604	0,099
<b>Diferença média</b>	1,090	2,450	2,470
<b>Erro-padrão da Diferença</b>	8,050	4,500	1,390

Fonte: Elaborado pela autora a partir do Jamovi (2022)

Após os ajustamentos dos dados, foi calculada a equação de infiltração de Horton, ajustada, para cada um dos três pontos e elaborados os gráficos da curva da taxa de infiltração. A Tabela 11 apresenta os valores dos parâmetros do modelo de Horton e observa-se que o ponto 01 possui maior valor da taxa de infiltração inicial, devido ao alto valor da leitura realizada no experimento. A velocidade de infiltração final tende a diminuir à medida que o parâmetro  $\beta$  também diminui.

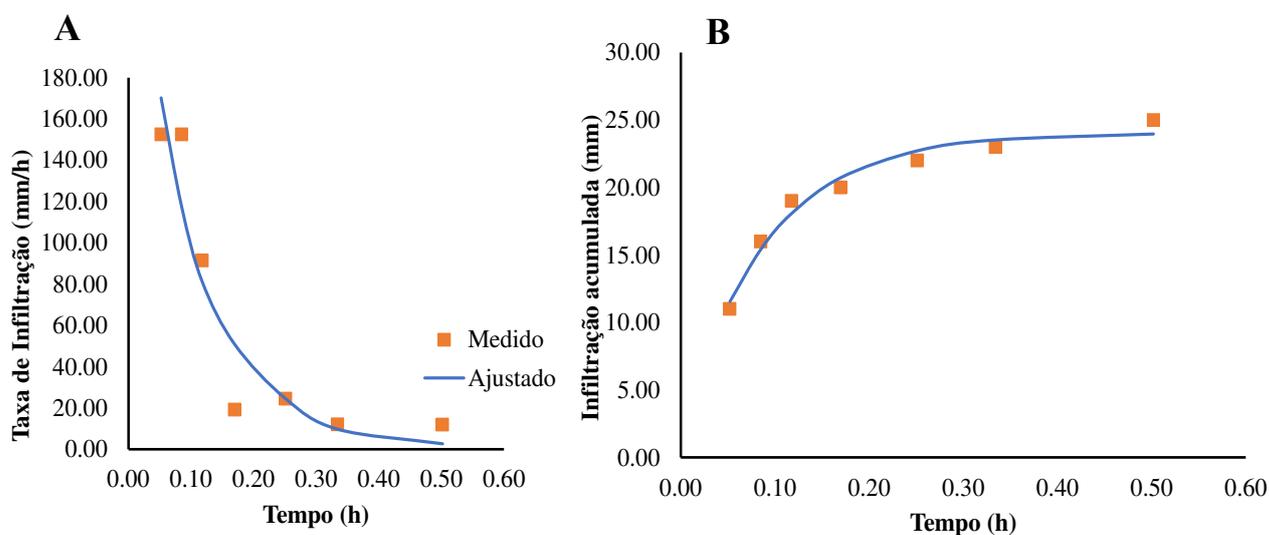
Tabela 11 - Parâmetros do modelo de Horton

Parâmetros	Ponto 01	Ponto 02	Ponto 03
<b>fc</b>	24,043	21,848	25,047
<b>fo</b>	1,561	4,738	8,292
<b><math>\beta</math></b>	11,276	11,394	1,314

Fonte: Elaborado pela autora

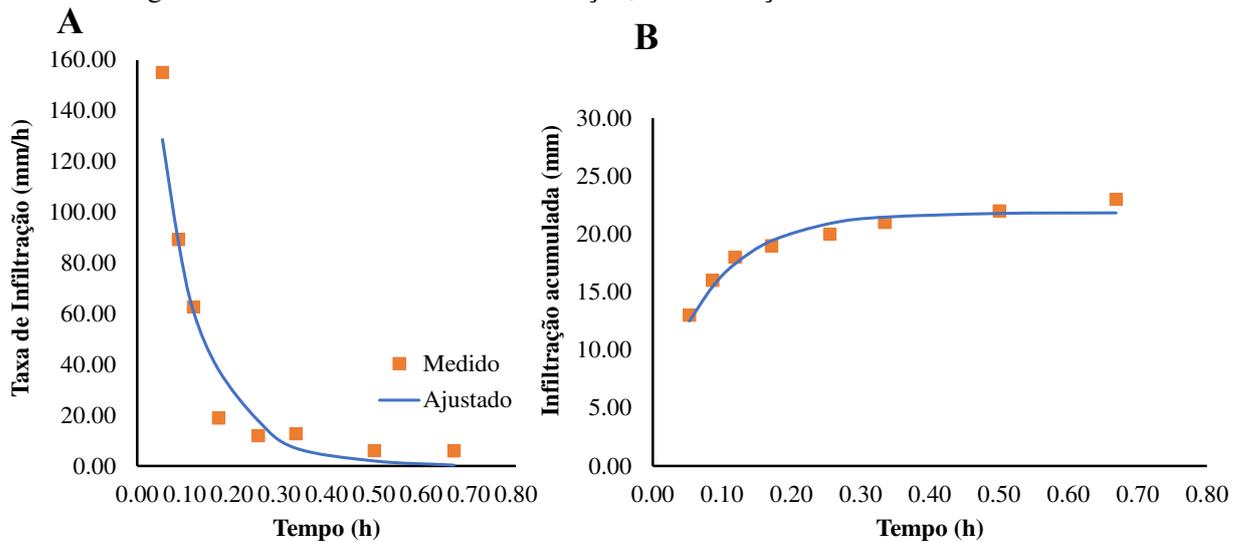
Presume-se que o solo se encontrava provavelmente com baixa saturação, fazendo com que a água fosse rapidamente absorvida. Inicialmente obteve-se uma taxa de infiltração de 155,542mm/h no primeiro minuto de ensaio. Após esse período, a taxa de infiltração foi decrescendo até estabilizar-se em 11,921mm/h, após 30min de iniciado o ensaio (Figura 67). Após ajustes, a taxa de infiltração final ficou em 2,628mm/h. A infiltração acumulada até a finalização do teste foi de 25,00mm/h.

Figura 67 - **A:** Curva da taxa de infiltração; **B:** Infiltração acumulada - Ponto 01



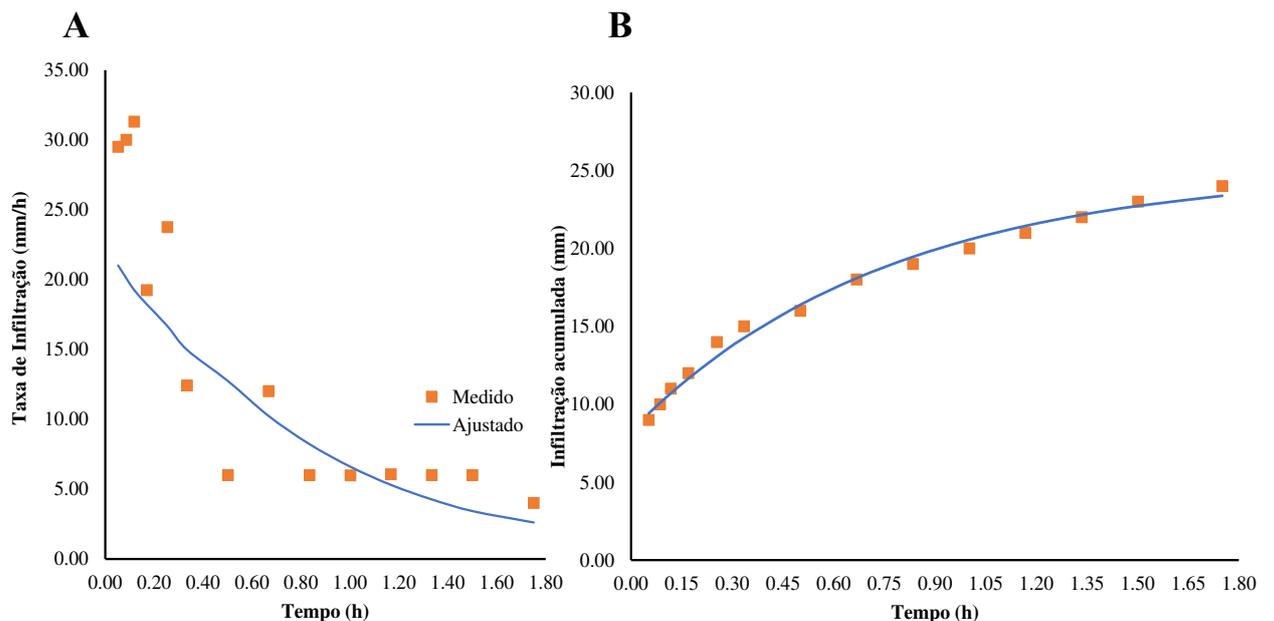
Fonte: Elaborado pela autora

O comportamento inicial da taxa de infiltração do ponto 02 foi de 155,172mm/h nos primeiros três min, decrescendo rapidamente para 89,487mm/h nos primeiros cinco minutos, continuando a decrescer, e seguindo para a estabilização após quarenta minutos, passando a ficar em 5,941mm/h, com uma infiltração acumulada de 23,00mm (Figura 68).

Figura 68 - **A:** Curva da taxa de infiltração; **B:** Infiltração acumulada - Ponto 02

Fonte: Elaborado pela autora

O ponto três apresentou catoze leituras até tornar-se constante, demonstrando uma menor taxa de infiltração quando comparado aos pontos 01 e 02, iniciando com 29,508mm/h e uma infiltração acumulada de 24,00mm. Pode-se observar (Figura 69) um decaimento bastante suavizado nos primeiros minutos. Presume-se que isso tenha ocorrido devido a atuação do potencial mátrico por um maior tempo, buscando controlar uma parcela da água infiltrada. A estabilização ocorreu após 105min de iniciados os testes, ficando com 4,004mm/h.

Figura 69 - **A:** Curva da taxa de infiltração; **B:** Infiltração acumulada - Ponto 03

Fonte: Elaborado pela autora

A partir dos dados da taxa de infiltração dos três pontos e suas análises foram adotados como parâmetros finais, **fc**, **fo**, **β**, os valores do ponto 02, por apresentar melhor desempenho estatístico do modelo, para realizar os ajustes na curva da taxa de infiltração final, a partir da Equação (1), do Método de Horton, discretizado-a no tempo, juntamente com o coeficiente de decaimento (Tabela 12).

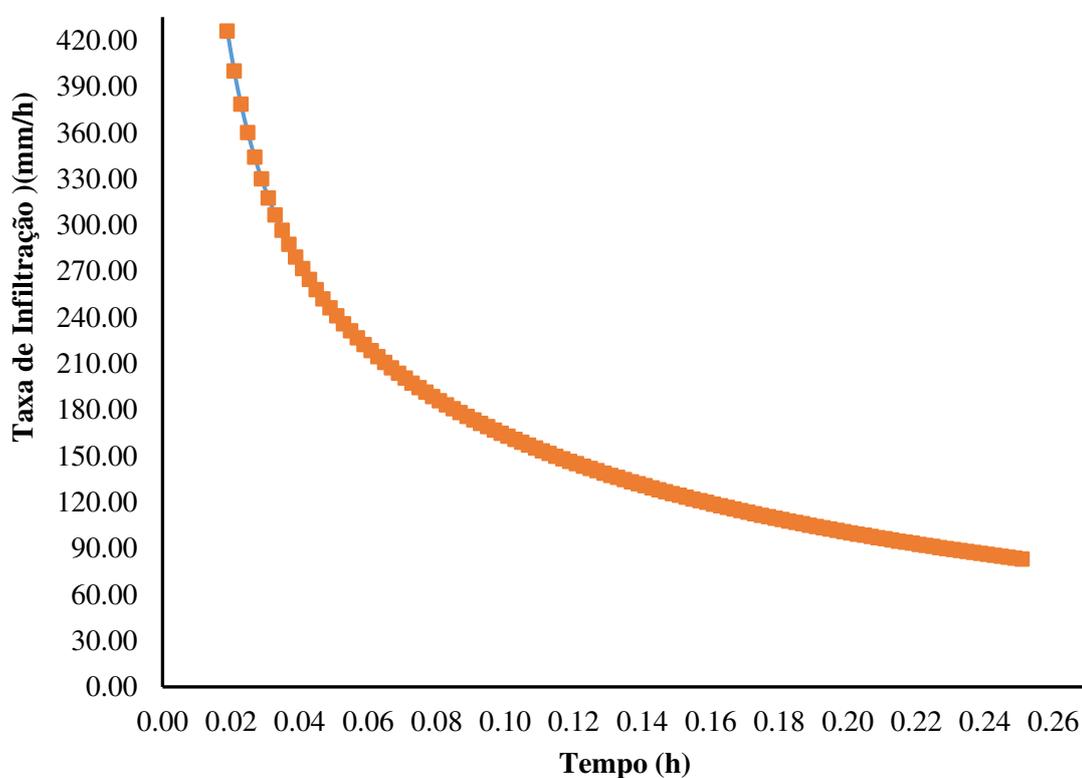
Tabela 12 - Parâmetros médios da equação de Horton

Parâmetros	Ponto 01	Coefficiente de Decaimento
<b>fc</b>	21,848	
<b>fo</b>	4,738	3,944
<b>β</b>	11,394	

Fonte: Elaborado pela autora

Dessa forma, foi possível elaborar a curva final da taxa de infiltração do Modelo de Horton ( Figura 70) que apresentou valor inicial da taxa de infiltração de 426,077mm/h e valor final 83,168mm/h com coeficiente de decaimento de 3,944.

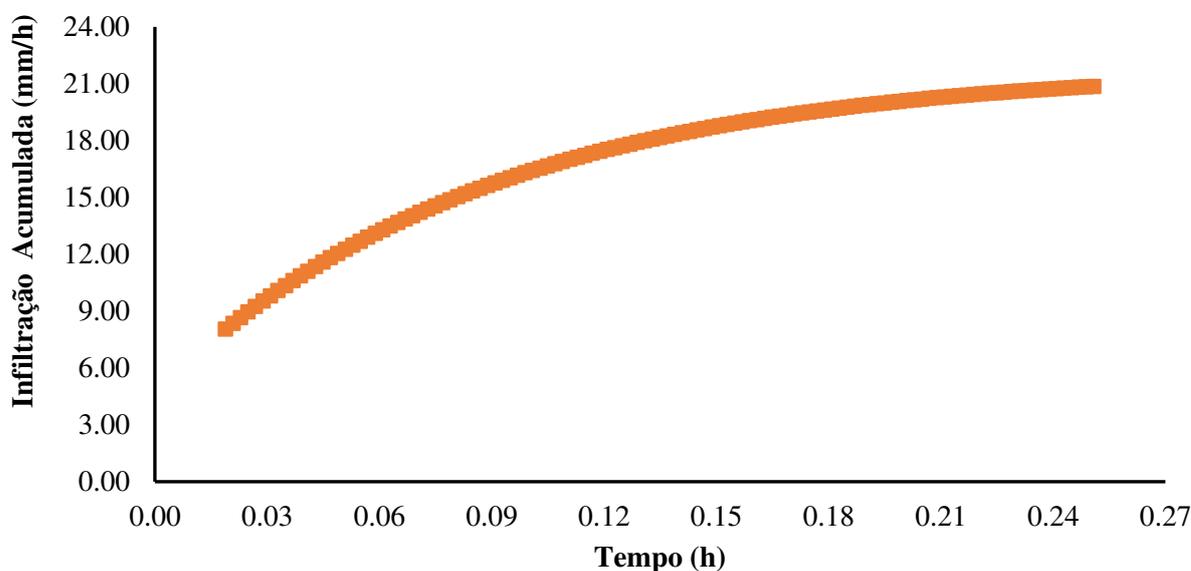
Figura 70 - Gráfico da taxa de infiltração final



Fonte: Elaborado pela autora

A infiltração acumulada ficou em 21,00mm (Figura 71).

Figura 71 - Infiltração acumulada final



Fonte: Elaborado pela autora

## 4.2 Teor de Umidade

O teor de umidade inicial foi determinado a partir da extração da amostra de solo próximos aos três pontos correspondentes ao ensaio de infiltração e nas mesmas profundidades dele. Em seguida, as amostras foram pesadas e levadas para secagem em estufa a 105°C durante um período de 24h, conforme recomenda a NBR 6753 (ABNT, 2016). Após a secagem elas foram pesadas novamente, além de seus recipientes (Tabela 13). O teor de umidade inicial e o teor de umidade saturada foram obtidos por meio da Equação (2).

Em seguida fez-se uso da densidade média do solo considerando  $D\rho = 2,65 (g.cm^3)$  para determinar o teor de umidade volumétrica ( $\theta$ ) a partir do conhecimento do teor de umidade gravimétrica ( $\mu$ ) (Equação (20)) (ANDRADE, et al., 1998; COUTO; SANS, 2003).

$$\theta = \mu \cdot D\rho \quad (20)$$

Sendo:

$\theta$  = umidade volumétrica ( $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ );

$D\rho$  = densidade do solo ou partículas ( $\text{g}.\text{cm}^{-3}$ );

$\mu$  = umidade gravimétrica ( $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$ );

Tabela 13 - Teor de umidade inicial

Determinação do teor de umidade inicial do solo								
Pontos	Peso bruto solo úmido (g)	Peso solo bruto seco (g)	Peso recipiente (g)	Peso da água (g)	Peso solo seco (g)	Teor de Umidade Gravimétrica ( $\mu$ ) (%)	Densidade solo ( $D\rho$ ) ( $\text{g}.\text{cm}^{-3}$ )	Teor de Umidade Volumétrica ( $\theta$ ) (%)
<b>P.01</b>	154,36	146,03	42,87	8,33	103,16	8,07	2,65	21,40
<b>P.02</b>	157,26	150,91	43,98	6,35	106,93	5,94	2,65	15,74
<b>P.03</b>	98,90	94,75	24,83	4,15	69,92	5,94	2,65	15,73
<b>Teor de umidade média inicial (%)</b>						<b>6,65</b>		<b>17,62</b>

Fonte: Elaborado pela autora

O teor de umidade saturada foi determinado saturando-se o solo até à superfície, coletando-se as amostras, pesando-as e levando-as para secagem em estufa à  $105^\circ\text{C}$  durante 24h. Logo após a retirada da estufa as amostras foram pesadas novamente, inclusive seus recipientes (Tabela 14).

Tabela 14 - Teor de umidade saturada

Determinação do teor de umidade saturada do solo								
Pontos	Peso bruto solo saturado (g)	Peso solo bruto seco (g)	Peso recipiente (g)	Peso da água (g)	Peso solo seco (g)	Teor de Umidade Gravimétrica ( $\mu$ ) (%)	Densidade solo ( $D\rho$ ) ( $\text{g}.\text{cm}^{-3}$ )	Teor de Umidade Volumétrica ( $\theta$ ) (%)
<b>P.01</b>	171,45	134,83	30,03	36,62	104,80	34,94	2,65	92,60
<b>P.02</b>	175,40	142,74	24,44	32,66	118,30	27,61	2,65	73,16
<b>P.03</b>	169,05	133,80	31,92	35,25	101,88	34,60	2,65	91,69
<b>Teor de umidade média saturada (%)</b>						<b>34,61</b>		<b>85,82</b>

Fonte: Elaborado pela autora

Os teores de umidades volumétricas encontraram-se na faixa aceitável, recomendada por Haverkamp et al., (1994) para umidade volumétrica, onde a razão entre a umidade inicial e a umidade saturada deve ser menor que 25,00%, apresentando-se com 20,53%.

A análise estatística mostrou que o CV se encontra dentro da normalidade, demonstrando possuir homogeneidade entre as amostras. A variância da umidade saturada se apresentou bastante alta, demonstrando possuir uma média não representativa, porém pode-lhe ser atribuída que houve contribuição da influência das propriedades físico-hídricas do solo e foi corroborada com o fato dos dados possuírem poucas amostras, não invalidando, no entanto, os resultados (MARIA; FARIAS, 2008; LEAL; SILVA; SAPELETE, 2005; OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2011; PAIXÃO, et al., 2009; PEREZ, 2011; TRIOLA, 2017).

O desvio padrão demonstrou que os dados se encontram uniformes, poucos dispersos (Tabela 15) (MARIA; FARIAS, 2008; LEAL; SILVA; SAPELETE, 2005; OLIVEIRA; OLIVEIRA, 2011; PAIXÃO, et al., 2009; PEREZ, 2011; TRIOLA, 2017).

Tabela 15 - Análise estatística do teor de umidade

<b>Estatística Descritiva</b>	<b>Teor de Umidade Volumétrica inicial (<math>\theta</math>) (%)</b>	<b>Teor de Umidade Volumétrica saturada (<math>\theta</math>) (%)</b>
<b>Tamanho da amostra</b>	3	3
<b>Mínimo</b>	15,73	73,16
<b>Máximo</b>	21,40	92,60
<b>Amplitude Total</b>	5,67	19,44
<b>Mediana</b>	15,74	91,69
<b>Primeiro Quartil (25%)</b>	15,74	82,43
<b>Terceiro Quartil (75%)</b>	18,57	92,15
<b>Desvio Interquartilico</b>	2,84	9,72
<b>Média Aritmética</b>	17,62	85,82
<b>Variância</b>	10,70	120,35
<b>Desvio Padrão</b>	3,27	10,97
<b>Erro Padrão</b>	1,89	6,33
<b>Coefficiente de Variação</b>	0,19	0,13
<b>Assimetria</b>	1,73	-1,72

Fonte: Elaborado pela autora a partir do Bioestat

### 4.3 Dados de entrada e rede de drenagem no SWMM

A partir do modelo QGIS foram extraídos os dados necessários para simulação no SWMM, e

junto com o mapa de contorno foram delimitadas as nove sub-bacias além dos dados que foram calculados.

A área total estudada possui uma extensão de 65,733,83m<sup>2</sup>, onde somente cerca de 14,25% dela dispõe de área verde ou solo natural, o que corresponde a 9.367,07m<sup>2</sup>. Assim, 85,75% ou 56.366,10m<sup>2</sup> são de áreas impermeáveis, o que colabora para o aumento da vazão do escoamento superficial e os muitos alagamentos ocorridos.

A partir do QGIS foram extraídos as áreas e os perímetros de cada uma das sub-bacias. A declividade média foi calculada a partir das Equações (14) e (15). Os dados de declividades foram obtidos a partir dos mapas de declividade gerados para cada uma das sub-bacias (Tabela 16).

Tabela 16 - Dados de entrada das sub-bacias

Dados de entrada das Sub-bacias											
Sub-bacias	Áreas		Perímetro	Largura média	Declividade	Perc. área impermeável	Dstore		N - Coef. rugosidade		N - Coef. rugosidade
	m <sup>2</sup>	ha					m	m	(%)	(%)	
<b>SB1</b>	6.897,33	0,690	474,120	109,38	0,61%	48,43%	0	0,05	0,024	0,15	0,013
<b>SB2</b>	4.568,35	0,457	317,460	72,56	0,53%	82,20%	0	0,05	0,024	0,15	0,013
<b>SB3</b>	23.808,12	2,381	641,210	145,61	0,60%	87,95%	0	0,05	0,024	0,15	0,013
<b>SB4</b>	4.653,99	0,465	303,260	69,11	0,57%	95,43%	0	0,05	0,024	0,15	0,013
<b>SB5</b>	6.716,87	0,672	326,190	73,90	0,62%	97,25%	0	0,05	0,024	0,15	0,013
<b>SB6</b>	10.364,80	1,036	427,220	97,07	0,59%	86,13%	0	0,05	0,024	0,15	0,013
<b>SB7</b>	2.415,83	0,242	223,330	50,96	0,61%	96,00%	0	0,05	0,024	0,15	0,013
<b>SB8</b>	1.783,93	0,178	187,020	42,61	0,61%	96,50%	0	0,05	0,024	0,15	0,013
<b>SB9</b>	4.524,61	0,452	328,440	67,00	0,61%	96,98%	0	0,05	0,024	0,15	0,013

Fonte: Elaborado pela autora

Não houve ajustes quanto aos parâmetros das subs-bacias durante a calibração. Já os condutos sofreram ajustes no coeficiente de Manning (Tabela 17).

Tabela 17 - Dados de entrada dos condutos

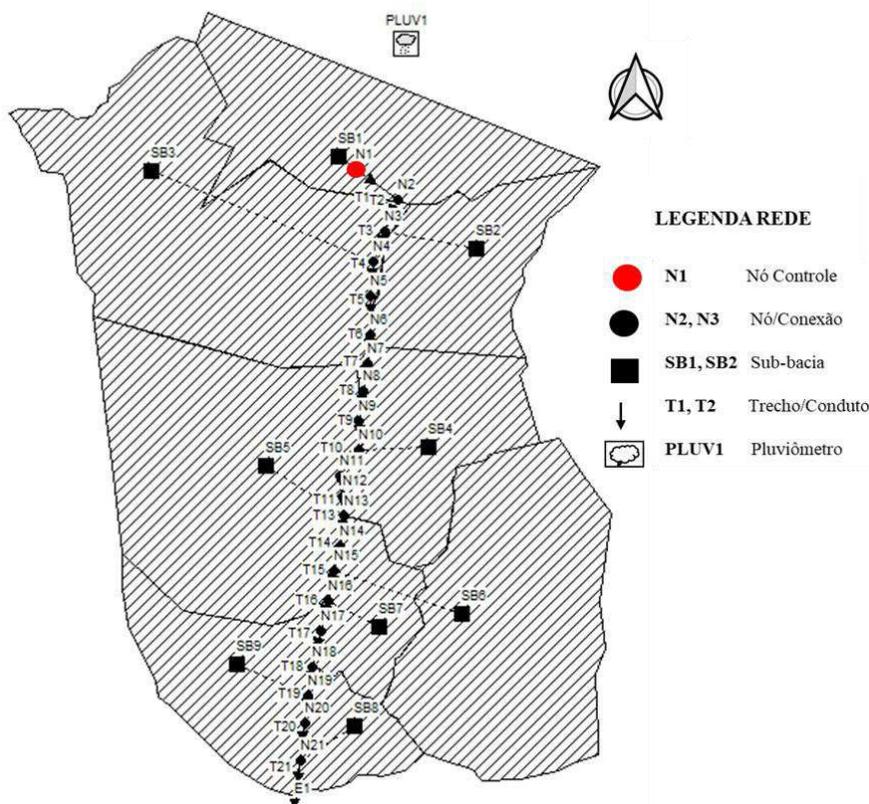
CONDUTOS					
Nome do Trecho	Seção	Profundidade máxima (m)	Comprimento (m) Qgis - Esig	Coef. N-Manning - Inicial	Coef. N-Manning - Calibração
T1	Circular	0,600	7,30	0,013	0,3891
T2	Circular	0,600	15,00	0,013	0,5867
T3	Circular	0,600	9,00	0,013	0,6710
T4	Circular	0,600	15,00	0,013	0,8889
T5	Circular	0,600	8,50	0,013	0,6089
T6	Circular	0,600	11,50	0,013	0,5717
T7	Circular	0,600	12,80	0,013	0,6176
T8	Circular	0,600	13,00	0,013	0,3786
T9	Circular	0,600	12,30	0,013	0,4916
T10	Circular	0,600	11,00	0,013	0,4916
T11	Circular	0,600	8,00	0,013	0,4916
T12	Circular	0,600	21,00	0,013	0,4787
T13	Circular	0,600	18,55	0,013	0,4787
T14	Circular	0,600	18,00	0,013	0,4787
T15	Circular	0,600	15,55	0,013	0,4787
T16	Retangular	1,60X1,20	17,00	0,013	0,4787
T17	Retangular	1,60X1,20	15,00	0,013	0,4787
T18	Retangular	1,60X1,20	16,50	0,013	0,4787
T19	Retangular	1,60X1,20	11,00	0,013	0,4787
T20	Retangular	1,60X1,20	15,00	0,013	0,4787
T21	Retangular	1,60X1,20	11,00	0,013	0,4787

Fonte: Elaborado pela autora

Durante as simulações realizadas nesta pesquisa, a evapotranspiração foi considerada desprezível devido ao curto intervalo de tempo adotado, 10s. No decorrer das simulações ela é considerada no escoamento superficial. Os dados dos condutos foram extraídos das imagens raster no QGIS, Esig e Autocad.

Posteriormente à obtenção dos dados de entrada, foi lançada a rede de microdrenagem no modelo SWMM (Figura 72) para a calibração, validação e simulação dos cenários, tendo como ponto de controle o nó N1.

Figura 72 - Diagrama da rede de microdrenagem no modelo

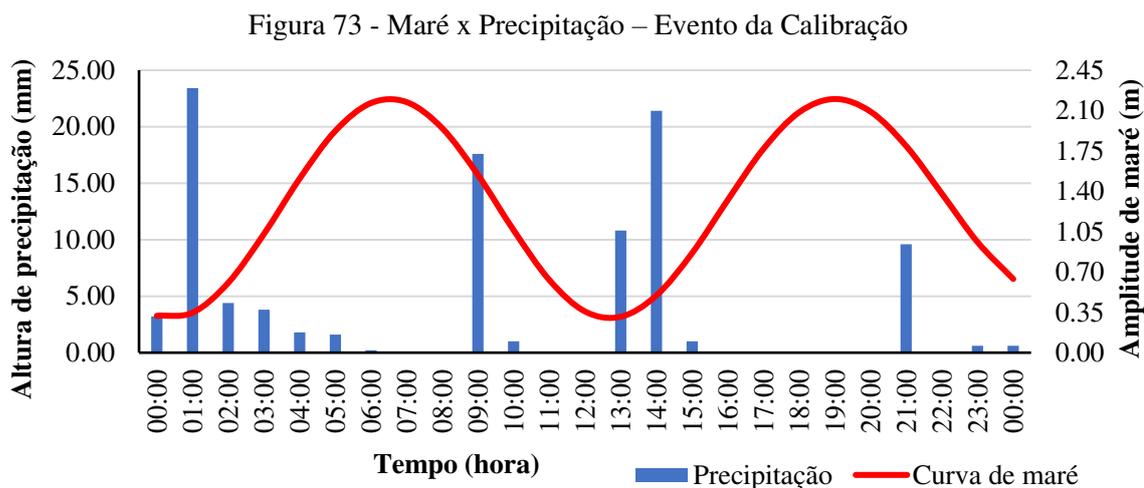


Fonte: Elaborado pela autora

#### 4.4 Resultados da Calibração e Validação

O evento da calibração, ocorrido em 22.03.2022, correspondeu a 20,00% da precipitação total ocorrida no mês e ocasionou alagamentos em várias partes da cidade. As séries horárias de pluviosidades apresentaram algumas chuvas intensas, mais precisamente à 01:00h com 23,40mm e às 14:00h com 21,40mm acumulada no horário, ocasionando diversos contratempos para toda a Região Metropolitana do Recife.

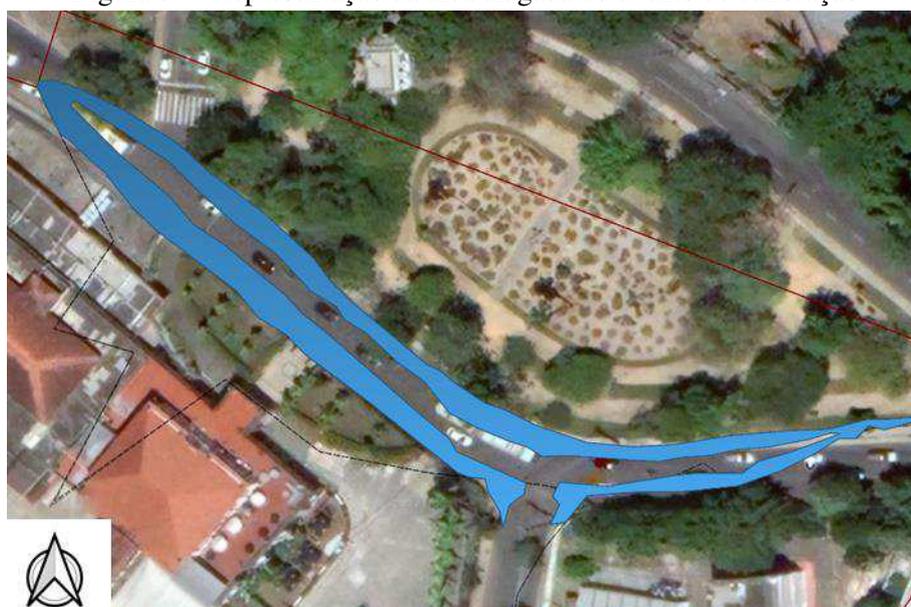
Para o evento ocorrido foi realizada a interpolação das leituras da tábua de maré, de hora em hora, contrapondo com as precipitações. A maré teve uma amplitude de 1,90m. Durante a maior pluviosidade do dia a maré ainda estava em baixamar com cerca de 0,30m, o que pode ter ajudado a não agravar ainda mais a situação (Figura 73).



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da DHN e CEMADEN (2022)

O balanço hídrico apresentou um escoamento superficial total de 86,528mm. A simulação representou a altura da lâmina de alagamento em 100,00% do observado e a vazão no nó em 83,56%, respectivamente. A altura da lâmina simulada foi obtida a partir da dedução da profundidade máxima do nó alagado, considerando também a dedução da profundidade do poço de visita e da cota do radier. Essa altura foi estimada após as ocorrências das chuvas, considerando como ponto de controle o nó N1. Foi estimado para esse evento uma área de alagamento de 1.050,00m<sup>2</sup> na sub-bacia SB1, sendo representada conforme Figura 74.

Figura 74 - Representação da área alagada do evento de calibração



#### LEGENDA

- Limite da Sub-bacia SB1
- Área alagada

Fonte: Elaborado pela autora

A partir dos dados do balanço hídrico, disponibilizado pelo modelo, foi possível verificar a aproximação dos valores simulados com os dados observados, calibrando assim o evento (Tabela 18).

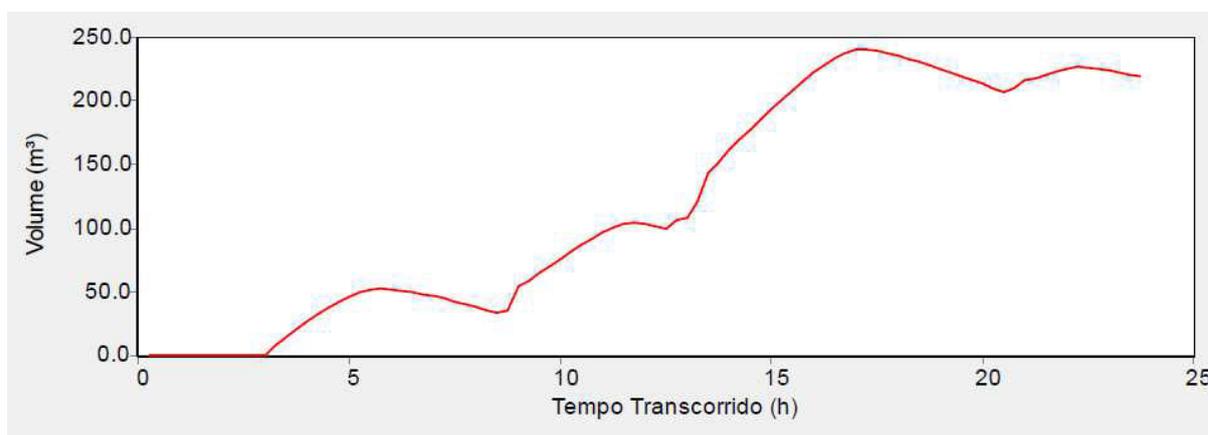
Tabela 18 - Aspectos da Calibração

Aspectos - Calibração		
Síntese	Estimado	Simulado
Lâmina de alagamento (m)	0,230	0,230
Volume máximo de inundação (m <sup>3</sup> )	241,500	289,000
Área de alagamento (m <sup>2</sup> )	1.050,000	
Erros Continuidade Escoamento Superficial	0,008	
Erros Continuidade Propagação de vazão (%)	-0,001	

Fonte: Elaborado pela autora

A vazão de calibração foi de 289,00m<sup>3</sup>, considerada somente no nó N1, localizado na sub-bacia SB1 ( Figura 75).

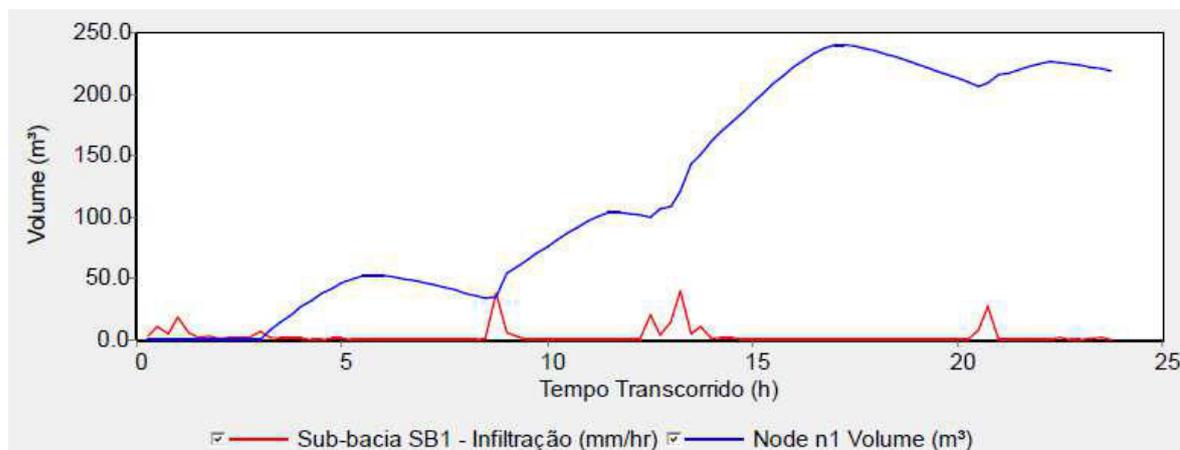
Figura 75 - Vazão N1 – Calibração



Fonte: Elaborado pela autora a partir do SWMM

Observa-se na Figura 76 que o volume de vazão é bem maior que a disponibilidade de infiltração da água no solo.

Figura 76 – Gráfico vazão x infiltração nó N1

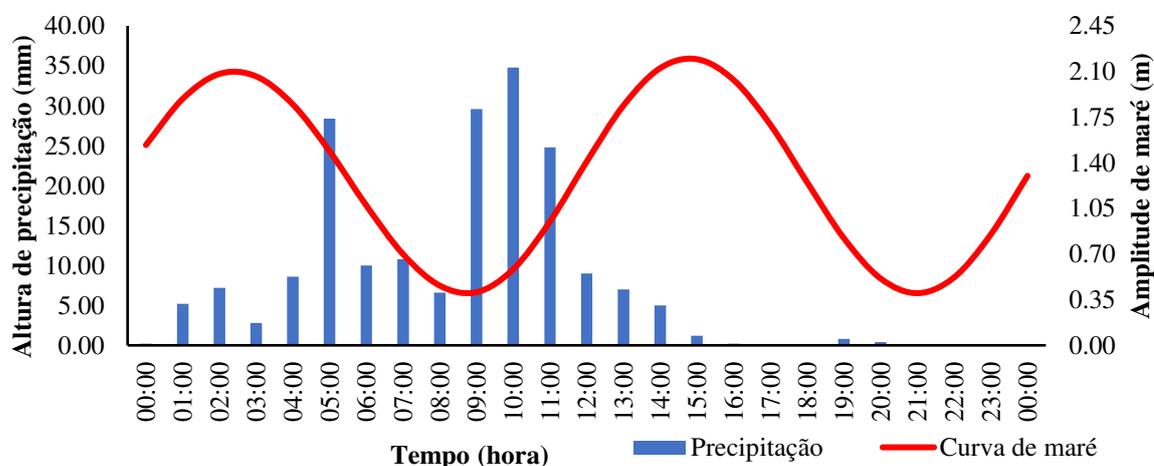


Fonte: Elaborado pela autora a partir do SWMM

Já o evento da validação, ocorrido no dia 28 de maio de 2022, teve uma precipitação total de 192,60mm, que correspondeu à 26,54% da precipitação total processada para o mês de maio, que foi de 725,50mm segundo dados da CEMADEN. O evento de precipitação teve uma duração de catorze horas seguidas. As séries horárias de pluviosidade que apresentaram maior pico ocorreram às 05:00h com 28,40mm e às 10:20h com 34,80mm.

A maré para esse dia teve uma amplitude de 1,80m, seguindo para preamar durante a maior precipitação, com cerca de 0,70m (Figura 77). Contudo, já não havia mais área permeável na cidade para infiltração ou acumulação de águas pluviais, devido a tantas chuvas ocorridas nos dias anteriores e a alta densidade construtiva existente, acarretando grandes infortúnios para os moradores.

Figura 77 - Maré x Precipitação – Evento de Validação



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da DHN e CEMADEN (2022)

No ponto de controle da área de estudos foi estimada uma altura de lâmina de aproximadamente 0,38m (Tabela 19).

Tabela 19 - Aspectos Validação

Aspectos - Validação		
Síntese	Estimado	Simulado
Lâmina de alagamento (m)	0,380	0,380
Volume máximo de inundação (m <sup>3</sup> )	621,30	639,00
Área de alagamento (m <sup>2</sup> )	1.635,000	
Erros Continuidade Escoamento Superficial (%)	0,005	
Erros Continuidade Propagação de vazão (%)	0,000	

Fonte: Elaborado pela autora

Na simulação, o balanço hídrico apresentou um escoamento superficial de 166,586mm e a altura de lâmina de alagamento simulada foi de 0,38m, 100,00% em relação a altura estimada, com um volume de inundação de 639,00m<sup>3</sup>. A área estimada de alagamento foi de 1.635,00m<sup>2</sup> (Figura 78).

Figura 78 - Área alagada - Evento Validação



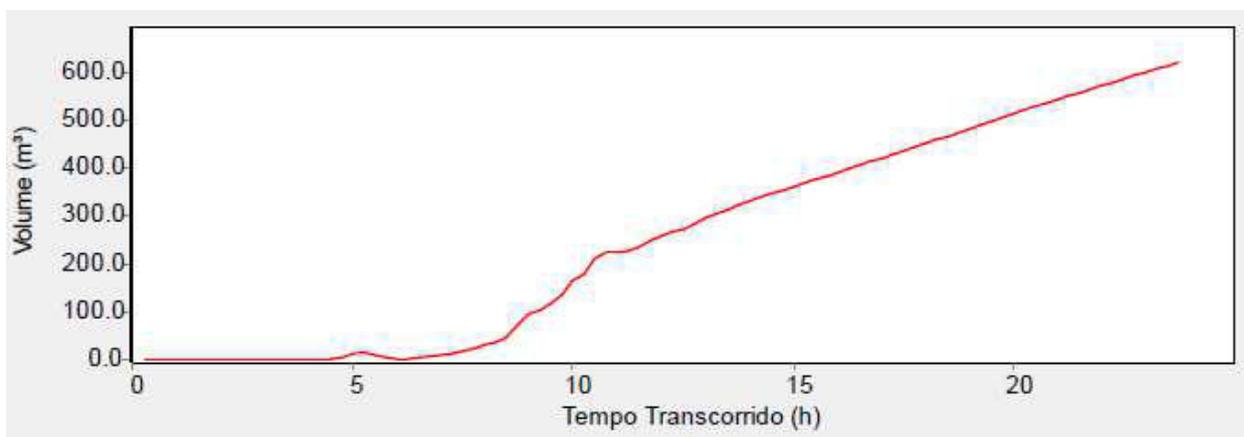
#### LEGENDA

- Limite da Sub-bacia SB1
- Área alagada

Fonte: Elaborado pela autora

A partir dos dados de saída do balanço hídrico foi possível verificar a aproximação com os dados observados, validando assim com o evento o modelo (Figura 79).

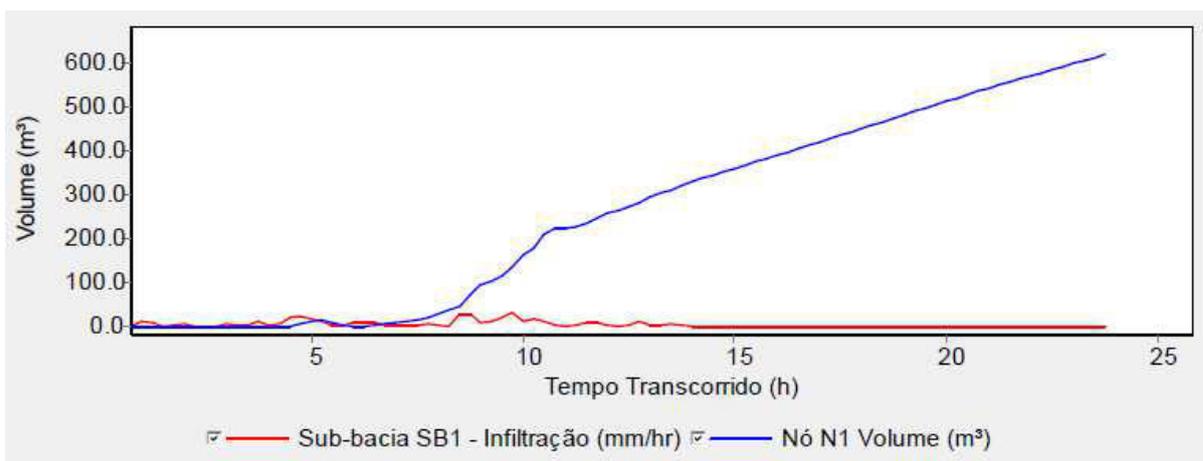
Figura 79 - Vazão no N1



Elaborado pela autora a partir do SWMM

Também é possível observar na Figura 80 que o volume de vazão é bem maior que a disponibilidade de infiltração da água no solo.

Figura 80 – Gráfico vazão x infiltração nó N1



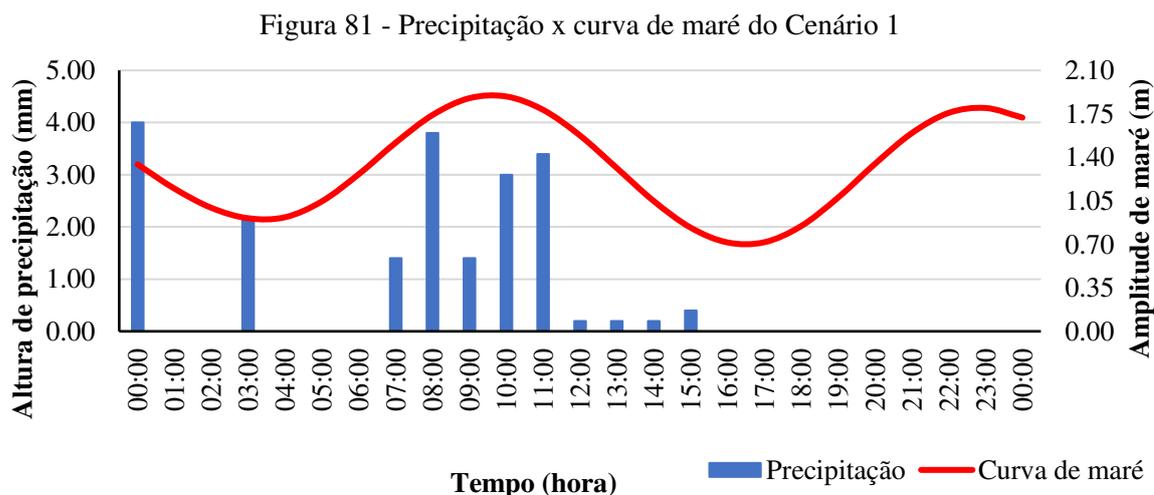
Elaborado pela autora a partir do SWMM

## 4.5 Cenários

Os três cenários foram simulados no SWMM, sendo considerados com o controle LID e sem o controle LID. O controle foi representado pelos módulos de biovaletas, conforme mostrados adiante.

- **Cenário 1**

A precipitação do dia 23 de abril de 2022 foi de 20,20mm e sua maior chuva foi de 4,00mm. O evento ocorrido possuiu uma classificação de intensidade da chuva como forte. De acordo com o gráfico da Figura 81 não houve influência significativa com relação às alturas de maré, embora os picos de precipitação tenham ocorrido em preamar.



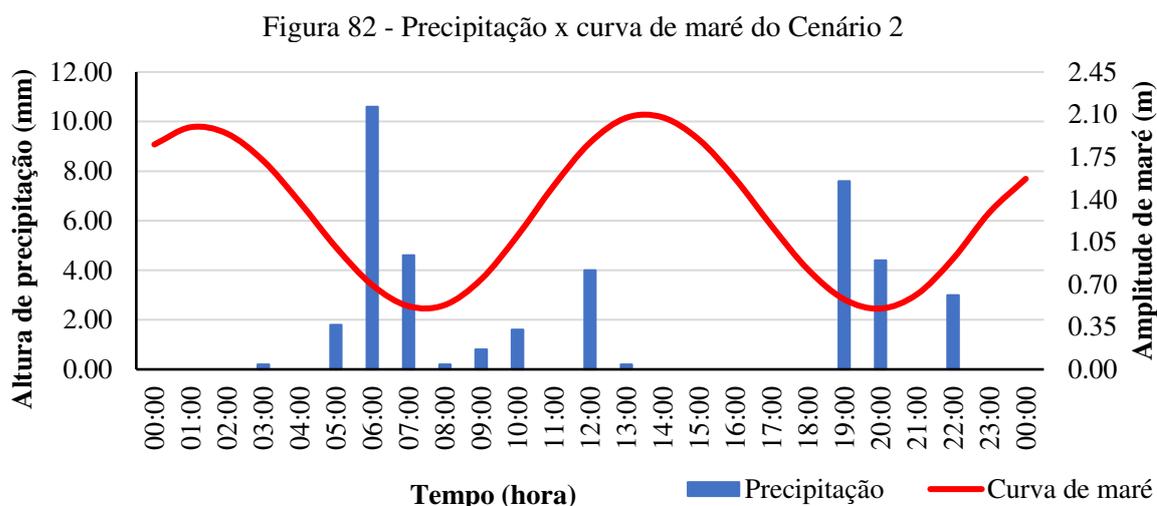
Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados da DHN e CEMADEN (2022)

Quanto à simulação, considerando o controle LID, obteve-se um aumento de área verde de cerca de 4,34% em relação a perda por infiltração, ou seja, a nova área permeável passou a absorver mais. Houve uma redução quanto ao escoamento superficial, porém não foi significativa. O mesmo ocorreu quanto à vazão máxima de inundação no nó de controle, N1.

O balanço hídrico apresentou um escoamento superficial de 16,66mm, sem haver grandes reduções, não apresentando, porém, altura de lâmina de alagamento, pois não houve transbordamento no nó N1.

- **Cenário 2**

No cenário 2 a precipitação total ocorrida em 26 de maio de 2022 foi de 39,00 mm. O evento recebeu a classificação de intensidade da chuva como sendo de Chuva Forte. O pico de precipitação foi de 11,00mm (Figura 82), tendo ocorrido próximo a uma baixamar. Houve lâmina de alagamento de 0,08m.

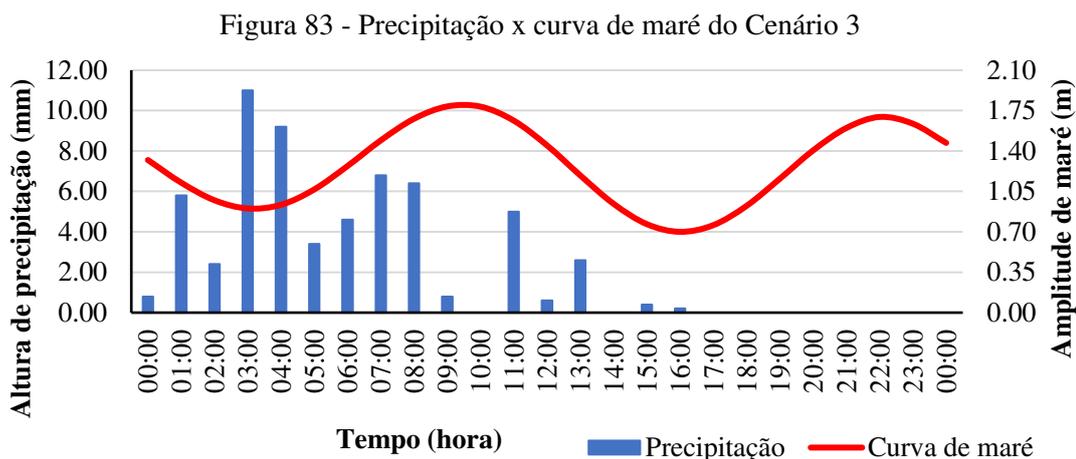


Fonte: Elaborada pela autora a a partir de dados do DHN e DEMADEN (2022)

O balanço hídrico desse evento apresentou um escoamento superficial de mais de 32,586mm, contribuindo para formação de uma lâmina de alagamento no nó N1 correspondente a 0,08m.

- **Cenário 3**

No cenário 3 a precipitação diária foi de 60,00mm, bem maior que as anteriores e ocorreu no dia 07 de junho de 2022, encontrando-se classificada como Chuva Muito Forte. O pico de pluviosidade foi de 11,00mm, nas primeiras horas do dia (Figura 83). Esse evento teve aproximadamente 9 horas de duração, sendo as primeiras horas de chuvas entre baixamar e preamar.



Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do DHN e CEMADEN (2022)

#### 4.6 Comparação entre os Cenários

Nas simulações dos três Cenários apresentados, percebe-se que o sistema de biorretenção atuou ativamente na sub-bacia SB1, local de sua implantação, não influenciando significativamente nas demais sub-bacias (Tabela 20).

Tabela 20 - Comparação dos cenários sem o controle LID

Síntese do Escoamento - Cenários sem Controle LID						
Sub-bacias	Cenário 1		Cenário 2		Cenário 3	
	Infiltração total (mm)	Escoamento superficial (mm)	Infiltração total (mm)	Escoamento superficial (mm)	Infiltração total (mm)	Escoamento superficial (mm)
SB1	12,24	7,66	23,63	15,05	36,34	23,36
SB2	3,60	15,96	6,94	31,31	10,68	48,68
SB3	1,32	18,11	2,54	33,25	3,91	55,30
SB4	1,29	18,17	2,50	35,62	3,85	55,42
SB5	0,56	18,87	1,07	36,94	1,65	57,57
SB6	2,80	16,71	5,41	32,70	8,21	50,99
SB7	0,13	19,30	0,24	37,89	0,37	58,86
SB8	0,71	18,75	1,37	37,82	2,10	57,15
SB9	0,61	18,83	1,10	36,91	1,81	57,43
Lâmina de Alagamento (m)	0,00		0,08		0,156	

Fonte: Elaborado pela autora

Durante as simulações, sem o controle LID, a infiltração total foi de 12,24mm para o Cenário 1, de 23,63mm para o Cenário 2 e 36,34mm para o Cenário 3. O Cenário 1 não apresentou lâmina de alagamento no nó de controle, pelo fato da precipitação ter sido de 20,20mm. Já os demais cenários apresentaram lâminas de alagamentos de 0,08m e 0,156m respectivamente.

Com a atuação do controle LID percebeu-se um aumento na infiltração das águas pluviais e uma redução no escoamento superficial, além de um aumento de área permeável da sub-bacia SB1. As infiltrações passaram a ser 13,19mm para o Cenário 1, com 25,94mm para o Cenário 2 e com 39,65mm para o Cenário 3, ficando com lâmina de alagamento de 0,135m. (Tabela 21).

Tabela 21 - Comparação entre os cenários com o controle LID

<b>Síntese do Escoamento - Cenários com Controle LID</b>						
<b>Sub-bacias</b>	<b>Cenário 1</b>		<b>Cenário 2</b>		<b>Cenário 3</b>	
	<b>Infiltração total (mm)</b>	<b>Escoamento superficial (mm)</b>	<b>Infiltração total (mm)</b>	<b>Escoamento superficial (mm)</b>	<b>Infiltração total (mm)</b>	<b>Escoamento superficial (mm)</b>
<b>SB1</b>	13,19	6,05	25,94	11,90	39,65	18,45
<b>SB2</b>	3,60	15,96	6,94	31,31	10,68	48,68
<b>SB3</b>	1,32	18,11	2,54	35,28	3,91	55,30
<b>SB4</b>	1,29	18,17	2,50	35,62	3,85	55,42
<b>SB5</b>	0,56	18,87	1,07	36,94	1,65	57,57
<b>SB6</b>	2,80	16,71	5,41	32,70	8,32	50,99
<b>SB7</b>	0,13	19,30	0,24	37,89	0,37	58,86
<b>SB8</b>	0,71	18,75	1,37	36,81	2,10	57,15
<b>SB9</b>	0,61	18,83	1,18	36,91	1,81	57,43
<b>Lâmina de Alagamento (m)</b>	0,00		0,067		0,135	

Fonte: Elaborado pela autora

O controle LID permitiu uma redução de aproximadamente 8,88% no escoamento superficial para todos os Cenários e um aumento 26,56% na infiltração das águas pluviais, considerando as novas áreas permeáveis, proporcionadas pelos módulos das biovaletas. Houve também uma redução de 11,65% na lâmina de alagamento Tabela 22.

Tabela 22- Comparação entre os Cenários

<b>Resultados da Comparação entre os Cenários</b>			
<b>Cenários</b>	<b>Escoamento superficial total SB1</b>	<b>Infiltração total (mm)</b>	<b>Lâmina Alagamento (m)</b>
<b>Cenário 1</b>	7,76%	26,61%	0,00
<b>Cenário 2</b>	9,78%	26,47%	19,40%
<b>Cenário 3</b>	9,11%	26,61%	15,55%
<b>Média</b>	<b>8,88%</b>	<b>26,56%</b>	<b>11,65%</b>

Fonte: Elaborado pela autora

Quanto aos nós ou conexões os três Cenários apresentaram redução em relação à vazão total no nó N1, ponto de controle, apresentando-se em 10,61% (Tabela 23).

Tabela 23 - Comparação das vazões

<b>Comparação das vazões entre os Cenários</b>			
<b>Cenários</b>	<b>Vazão nó N1 - sem LID (m³)</b>	<b>Vazão nó N1 com LID (m³)</b>	<b>Comparação</b>
<b>Cenário 1</b>	115,00	106,00	8,49%
<b>Cenário 2</b>	127,00	112,00	13,39%
<b>Cenário 3</b>	232,00	211,00	9,95%
		<b>Média</b>	<b>10,61%</b>

Fonte: Elaborado pela autora

O sistema de biovaletas apresentou um desempenho de armazenamento/infiltração média de 24,83mm para a sub-bacia SB1, com escoamento superficial de 36,50mm (Tabela 24).

Tabela 24 - Desempenho Biovaletas

<b>Desempenho - Biovaletas</b>		
<b>Biovaletas</b>	<b>Volume armazenado (mm)</b>	<b>Escoamento superficial (mm)</b>
<b>Cenário 1</b>	16,08	14,89
<b>Cenário 2</b>	20,58	39,59
<b>Cenário 3</b>	37,82	55,01
<b>Média</b>	<b>24,83</b>	<b>36,50</b>

Fonte: Elaborado pela autora

O controle LID permitiu uma redução no escoamento superficial para todos os Cenários e um aumento 26,56% na infiltração das águas pluviais, considerando as novas áreas permeáveis, proporcionadas pelos módulos das biovaletas. Houve também uma redução de 11,65% na lâmina de alagamento

Os resultados apontaram que um sistema de biovaletas proporciona não só a redução do escoamento superficial como também o seu retardo para o sistema de drenagem, amenizando os impactos ambientais e propicia melhor qualidade de vida para os usuários da cidade, inferindo-se que é válida de implementação de um sistema de biorretenção.

No entanto, os estudiosos recomendam que os dispositivos de drenagem urbana sustentável sejam implantados em conjunto para que haja uma maior eficiência desse sistema.

Embora tenha havido erros de continuidades durante os procedimentos de simulações, eles não ultrapassaram os 10,00%, que segundo Rossman e Huber (2016) encontram-se dentro da faixa de aceitação, o que não invalida os resultados aqui apresentados.

É sabido que as simulações em um modelo não descrevem a realidade com exatidão, porém os modelos hidráulicos-hidrológicos são confiáveis e explorados pela comunidade científica por permitirem respostas em curto prazo, quando de sua análise.

Os modelos hidráulicos-hidrológicos têm sido instrumentos utilizados pelos pesquisadores para analisar as abordagens holísticas do sistema de drenagem urbana, a fim de facilitar os estudos e viabilizar novos impulsos e concepções nas abordagens quanto ao manejo das águas pluviais para um sistema de drenagem urbana sustentável, envolvendo o planejamento do espaço urbano e seu entorno.

## 5. CONCLUSÃO

Após a simulação das biovaletas no modelo, foi apresentado o desempenho do controle LID no sistema dos três Cenários, que retrataram o balanço hídrico, fluxos de drenagem e volumes iniciais e finais de armazenamento. No decorrer do processo de simulação, o SWMM executa um balanço da umidade, controlando a quantidade de água que se movimenta e entra no armazenamento da camada LID.

O controle LID proporcionou uma redução de 7,17% de área impermeável na sub-bacia SB1. As biovaletas foram simuladas nesta sub-bacia devido ela possuir maior disponibilidade de área permeável, restando tão somente à Praça Euclides da Cunha como área remanescente para “centrar” o sistema de biorretenção como o proposto neste estudo, proporcionando uma melhor integração à paisagem local e buscou-se a preservação das características naturais do ambiente.

Os métodos de controle na fonte devem ser utilizados em conjunto com diversos outros dispositivos sustentáveis, para que haja uma maior efetividade no alcance do manejo das águas pluviais, sendo imprescindível intensificar a fiscalização quanto à legislação de uso e ocupação do solo, reprimindo o crescimento de construções desordenadas na cidade, evitando assim a impermeabilização do solo em larga escala.

Este trabalho avaliou o retardo do escoamento superficial, na área de estudo, simulando o controle LID por meio de biovaletas, comprovando sua eficiência, e enfatizando que as abordagens do LID quando implantadas durante o planejamento urbano são fundamentais para se obtenha êxito no gerenciamento das águas pluviais urbanas.

## 6. SUGESTÕES DE PESQUISAS FUTURAS

A partir do gerenciamento das águas pluviais busca-se reduzir os impactos provenientes da urbanização desenfreada, por meio de abordagens que promovam e integrem a sustentabilidade e no meio urbano (GONÇALVES; BAPTISTA; RIBEIRO, 2016).

O uso indiscriminado do solo tem ocasionado grandes impactos ambientais, oriundos de um desenvolvimento urbano acelerado que segundo o olhar de Parfitt (2016) são intrínsecos e inerentes da alteração espacial provenientes de uma sociedade diversificada, desigual e complexa, contribuindo para o aumento da taxa de urbanização no país e ampliando os gastos com infraestrutura urbana.

E para fomentar pesquisas que busquem amenizar as áreas alagadas na Cidade do Recife, sugere-se, em prosseguimento a este estudo, as seguintes propostas:

- ✓ Analisar o uso combinado da biovaleta com pavimentos permeáveis, utilizado em trabalhos anteriores;
- ✓ Analisar a biovaleta, como sistema de biorretenção para purificação das águas pluviais, a fim de possibilitar melhorias na qualidade da água subterrânea;
- ✓ Propor a implantação de reservatório de detenção, a fim de analisar a redução de um maior volume do escoamento superficial;
- ✓ Realizar o levantamento planialtimétrico para se conhecer com exatidão o terreno da área em estudo;

## REFERÊNCIAS

- ABASS, K.; BUOR, D.; AFRIYIE, K.; DUMEDAH, G.; SEGBEFI, A. Y.; GUODAAR, L.; GARSONU, E. K.; ADU-GYAMFI, S.; FORKUOR, D.; OFOSU, A.; MOHAMMED, A.; GYASI, R. M. Urban sprawl and green space depletion: Implications for flood incidence in Kumasi, Ghana. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 51, n. October, p. 101915, 2020.
- ADASA. Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal. **Manual de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais Urbanas do Distrito Federal**. Brasília: SDU, 2018. 333 p.
- AIONA, A.; COKER, A.; DUNLAP, I.; SIMPSON, A.; STEVENS, H. **City of Portland Stormwater Management Manual**. Portland: BES - Bureau of Environmental Services, 2020. 480 p.
- AHIABLAME, L. M.; ENGEL, B. A.; CHAUBEY, I. Effectiveness of low impact development practices: Literature review and suggestions for future research. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 7, p. 4253–4273, 2012.
- ALBERTO P. F. A questão da não normalidade: uma revisão. **Rev. de Economia Agrícola**, v. 61, n. 2, p. 17–33, 2014.
- ALEXANDRE, A.; NETO, H.; STEIN, C. E. Uma abordagem dos testes não-paramétricos com utilização do excel. n. 1975, 2003.
- ALMEIDA, L.; SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas. **Revista da FAE**, v. 20, n. 1, p. 129–137, 2017.
- ALVES, P. B. R., RUFINO, I. A. A., FEITOSA, P. H. C., DJORDJEVIĆ, S., JAVADI, A. Land-use and legislation-based methodology for the implementation of sustainable drainage systems in the semi-arid region of Brazil. **Sustainability (Switzerland)**, v. 12, n. 2, 2020.
- AMORIM, G. M. D. E. Sertaneja e moderna – Burle Marx e a concepção da praça Euclides da Cunha. **Revista Espaço Acadêmico**, n. 213, p. 15-26, 2019.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento. **Atlas esgotos: despolição de bacias hidrográficas**. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017. 92 p.
- ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento. **Catálogo de Metadados da ANA Curvas de Nível**. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/0e21c03b-fd46-4c9a-9a39-2537ac347214>. Acesso em: 30 out de 2022.
- ANDRADE, C. L. T.; COELHO, E. F.; COUTO, L.; SILVA, E. L. **Parâmetros de solo-água para a engenharia de irrigação e ambiental**. EMBRAPA: CNPMS. 1998. 45 p.

ANDRADE, F. O. **Geração de escoamento e análise de hidrograma**. Curitiba. UTFPR - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2014. powerpoint. 36 slides. color. Disponível em: [http://paginapessoal.utfpr.edu.br/fandrade/teaching/files/aula\\_8\\_escoamento.pdf](http://paginapessoal.utfpr.edu.br/fandrade/teaching/files/aula_8_escoamento.pdf). Acesso em: 5 jan. 2023.

ANDRADE, L. M. S. **Conexão dos padrões espaciais dos ecossistemas urbanos: a construção de um método com enfoque transdisciplinar para o processo de desenho urbano sensível à água no nível da comunidade e da paisagem**. 2014. 544p. Tese (Doutorado). Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Brasília, Brasília, 2014.

ANKENY, M. D.; KASPAR, T.C.; HORTON, R. Design for an automated tension infiltrometer. **Soil Science Society American Journal**, v.52, p. 893-869, 1988.

ALMEIDA, C. C. S.; PISCOYA, V. C.; BARRETO, T. N. A.; ROLIM NETO, F. C. Capacidade de infiltração em neossolo flúvico e cambiossolo háplico no semiárido Pernambucano. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 37, n. 2, p. 1–20, 2019.

ALMEIDA, W. S. **Erosão hídrica e infiltração de água no solo em sistemas de cultivo, sob chuva simulada**. 2015. 64 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Instituto de Agronomia - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

ALVES SOBRINHO, T.; FERREIRA, P. A.; PRUSKI, F. F. Desenvolvimento de um infiltrômetro de aspersão portátil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n.2, p. 337-344, 2002.

ALVES SOBRINHO, T.; GÓMEZ-MACPHERSON, H.; GÓMEZ, J. A. A portable integrated rainfall and overland flow simulator. **Soil Use and Management**, v. 24, n.2, p.163-170, 2008.

ASSIS, J. P.; SOUSA, R. P.; LINHARES, P. C. F. **Testes de Hipóteses Estatísticas**. Mossoró: Edufersa, 2020. 182 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6457: **Amostras de Solo – Preparação para Ensaios de Compactação e Ensaios de Caracterização**. Rio de Janeiro, 2016. 8 p.

ASTM - American Society for Testing and material. **ASTM D 3385-09: Standard Test Method for Infiltration Rate of Soils in Field Using Double-Ring Infiltrometer**. ASTM, West Conshohocken, 2009.

AYRES, M., AYRES JR., M., AYRES, D. L., SANTOS, A. S. **BioEstat. Versão 5.3**, Sociedade Civil Ma- mirauá, MCT – CNPq, Belém, Pará, Brasil. 2007

AZEVEDO, F. S.; SILVA, G. J. A; SILVEIRA, J. A. R.; BARROS FILHO, M. N. M. Simulação hidrológica de biorretenção: análise de eficiência de técnicas compensatórias para mitigar impactos da urbanização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1–12, 2022.

AZEVEDO, L. T. S. **Manejo de Águas Pluviais em Áreas Informais no Brasil: olhares críticos sobre as águas urbanas**. 2021. 231 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Centro Tecnológico - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

BABA, R. K.; VAZ, M. S. M. G.; DA COSTA, J. Correção de dados agrometeorológicos utilizando métodos estatísticos. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 4, p. 515–526, 2014.

BALLARD, W., B., WILSON, B., UDALE-CLARKE, H., ILLMAN, S., SCOTT, T., ASHLEY, R., KELLAGHER, R. **The SuDS Manual**. Londres: Ciria. v. 1, 2007. 999 p.

BALLARD, W., B., WILSON, B., UDALE-CLARKE, H., ILLMAN, S., SCOTT, T., ASHLEY, R., KELLAGHER, R. **The SuDS Manual**. Londres: Ciria. v. 5, 2015. 968 p.

BAPTISTA, L. F. S.; GONÇALVES, L. M.; BARBASSA, A. P.; FELIPE, M. C.; TECEDOR, N. Parâmetros urbanísticos contemporâneos na aplicação e concepção do LID. In: XX Simpósio de Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013. Bento Gonçalves. **Anais [...]** Bento Gonçalves: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2013.

BASSOI, L. H.; SOARES, J. M. Relação solo-água-plantas. (Ed.). Fruticultura irrigada: o produtor pergunta, a Embrapa responde. Brasília, DF: **Embrapa Informação Tecnológica**, 2011. p. 27-35.

BENEDÍ, J. A.; MUÑOZ-CARPENA, R. **Soil-water-solute process characterization: an integrated approach**. Florida: CRC Press. 2005, 787 p.

BENINI, S. M. **Infraestrutura verde como prática sustentável para subsidiar a elaboração de planos de drenagem urbana: estudo de caso da Cidade de Tupã/SP**. 2015. 220p. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Estadual Paulista - Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, São Paulo, 2015.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 8.ed. – Viçosa: Ed. UFV, 2006. 625 p.

BIBLUS. **Jardim de chuva: projeto com guia técnica**. Disponível em: <https://biblus.accasoftware.com/ptb/jardim-de-chuva-projeto/>. Acesso em: 12 nov. 2022.

BLOORCHIAN, A. A.; LAURENT AHIABLAMEB, A.; OSOULIC, A.; ZHOUD, J. Modeling BMP and Vegetative Cover Performance for Highway Stormwater Runoff Reduction. **Procedia Engineering**, v. 145, p. 274–280, 2016.

BONO, J. A. M.; MACEDO, M.L C. M.; TORMENA, C. A.; NANNI, M. R.; GOMES, E. P.; MÜLLER, M. M.L. Infiltração De Água No Solo Em Um Latossolo Vermelho Da Região Sudoeste Dos Cerrados Com Diferentes Sistemas De Uso E Manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 6, p. 1845–1853, 2012.

BONZI, R. S. O zoneamento ambiental geomorfológico como método para planejar a infraestrutura verde em áreas densamente urbanizadas. **Labverde**, n. 10, p. 62-82, 2015.

BORGES, E. ANTONINO, A. C. D.; DALL’OLIO, A.; AUDRY, P.; CARNEIRO, C. J. G. Determinação Da Condutividade Hidráulica E Da Sorvidade De Um Solo Não-Saturado Utilizando-Se Permeâmetro a Disco. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 11, p. 2083–2089, 1999.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686 p.

BRANDÃO, V.S. **Infiltração de água em solos sujeitos a encrostamento**. 2003. 81 p. Doutorado (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Viçosa, MG, 2003.

BRANDÃO, V. S.; CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. **Infiltração da água no solo**. 3. ed. Viçosa: Editora UFV, 2006. 120 p.

BRASIL, **Lei nº 11.445/2007**, que atualiza o marco legal do saneamento básico no Brasil. Brasília, DF: Senado Federal, [2007]. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2007/lei-11445-5-janeiro-2007-549031-publicacaooriginal-64311-pl.html>. Acesso: 10 jan. 2022.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **4º Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas**. Brasília: SNS/MDR, 2019. 185 p.

BRASIL. **Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021**. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Brasília, DF: Senado Federal, [2021]. Disponível em: <https://legis.senado.leg.br/norma/33089316#:~:text=Institui%20a%20Pol%C3%ADtica%20Nacional%20de,adequ%C3%A1%2Ddas%20%C3%A0%20nova%20pol%C3%ADtica.&text=MEIO%20AMBIENTE%20>. Acesso em: 10 jan. 2022.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. **Programa Cidades + Verdes**. Brasília, 2021. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/agenda-ambiental-urbana/%C3%A1reas-verdes-urbanas.html>. Acesso em: nov. 2022.

BRASIL. **Lei 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico. Brasília, DF: Presidência da República, [2020]. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/114026.htm). Acesso em: 10 jan. 2022.

BRASIL. Ministério das Cidades. Drenagem urbana e controle de erosão marítima e fluvial. Secretaria Nacional De Saneamento Ambiental Sistemática 2009. **Manual Para Apresentação**. Brasília: 2009. 40 p.

BRASÍLIA (DF). Ministério do Desenvolvimento Regional - MDR. **Manual para apresentação de propostas para sistemas de drenagem urbana sustentável e de manejo de águas pluviais**. In: BRASÍLIA (DF). Secretaria Nacional de Saneamento. 2020.

CABRAL, J. J. S. P.; PREUSS, S. L. C.; FONSECA NETO, G. C. Capibaribe e seus afluentes na planície de Recife: visão multidisciplinar de um rio urbano e sua importância para o sistema de drenagem das águas pluviais. In: XII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2014. Natal. **Anais [...]** Natal: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2014.

CADORIN, D. A.; MELLO, N. A. DE. Efeitos da Impermeabilização dos solos sobre a arborização no município de Pato Branco - PR. **Synergismus Scyentifica**, v. 6, p. 8, 2011.

CÂMARA, C. P. S.; FERREIRA, E. C.; RIBEIRO NETO, A.; SANTOS, S. M.; PAIVA, A. L. R. **Modelagem de bacia de retenção em área urbanizada da Cidade do Recife-PE**. XII ENAU - Encontro Nacional de Águas Urbanas, 2018.

CANHOLI, A.P. **Drenagem Urbana e Controle de Enchentes**. 2.ed. São Paulo: Oficina de textos, 2014. 34 p.

CARVALHO, A. T. F. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento: discussão sobre os impactos da produção social na gestão de recursos hídricos no Brasil. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 1, n. 42, p. 140–161, 2020.

CASTRO-FRESNO, D.; ANDRÉS-VALERI, V.C.; MSAÑUDO-FONTANEDA, L. A.; RODRIGUEZ-HERNANDEZ, J. Sustainable Drainage Practices in Spain, Specially Focused on Pervious Pavements. **Water**, v. 5, n. 1, p. 67–93, 23 jan. 2013.

CECÍLIO, R. A.; MARTINEZ, M. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. Modelo para estimativa da infiltração de água e perfil de umidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol.37, n.2, p. 411-421, 2013.

CEMADEN. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais. **Protocolo de Ação Integrada para os casos de Inundação Gradual: Definições**. Diário Oficial da União, nº 249, p. 58, 24 dez. 2013. Disponível em: <http://www.cemaden.gov.br/inundacao/>. Acesso em: 20 out. 2022.

CHOI, C.; BERRY, P.; SMITH, A. The climate benefits, co-benefits, and trade-offs of green infrastructure: A systematic literature review. **Journal of Environmental Management**, v. 291, n. 01, p. 1–16, 2021.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edgard Blücher. 1999. 236 p.

CICHOTA, R.; VAN LIER, Q. J.; ROJAS, C. A. L. Variabilidade espacial da taxa de infiltração em Argissolo Vermelho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 789–798, 2003.

CLARKE, R.T. Mathematical Models in Hydrology. **FAO Irrigation and Drainage Paper**, v. 19, n. 1, p. 1-20, 1973.

COFFMAN, LS, Desenvolvimento de baixo impacto: uma tecnologia alternativa de gestão de águas pluviais. In: France, RL (Ed.), Handbook of Water Sensitive Planning and Design. **Lewis Publishers**, v. 10, p. 97-123, 2002.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para Engenharia e Ciências Ambientais**. v. 1ª. ed. Porto Alegre. Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2015. 336 p. Disponível em: <https://livros.abrhidro.org.br/heca/?CHAVE=086CA1469A>. Acesso em: 5 jan. 2023.

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**. 2009. 225p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2009.

COMISSÃO EUROPEIA. **Orientações sobre as melhores práticas para limitar, atenuar ou compensar a impermeabilização dos solos**. Luxemburgo: Serviço das Publicações da União Europeia, 2012. 68 p.

CONSERVA, C. S.; ANDRADE, L. M. S.; SANT'ANA, D. R.; CARVALHO, D. J.; COSTA, M. E. L.; KOIDE, S. Olhares sobre a Drenagem em Brasília: Expansão Urbana e Infraestrutura Socioecológica na Serrinha do Paranoá, DF. **MIX Sustentável**, v. 5, n. 2, p. 149–164, 2019.

COUTO, L.; SANS, L. M. A. **Características Físico-Hídricas e Disponibilidade de Água no Solo. Circular Técnica**. Sete Lagoas. 2003. 8 p.

CORMIER, N. S.; PELLEGRINO, P. R. M. Infraestrutura Verde: Uma Estratégia Paisagística Para a Água Urbana Green Infrastructure: A Natural Systems Approach To Stormwater in. **Paisagem e Ambiente: Ensaio**, v. 25, p. 127–142, 2008.

COSTA, W. D. **Caracterização das Condições de Uso e Reservação das Águas Subterrâneas do Município de Belo Horizonte - MG**. 2002. 220p. Tese (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia). Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

COSTA, M. E. L.; TSUJI, T. M.; KOIDE, S. Modelagem hidrológica e hidráulica usando o SWMM - Storm Water Management Model na bacia urbana do Riacho Fundo I - Distrito Federal. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, p. 1–15, 2021.

CREACO, E.; FRANCHINI, M. A Dimensionless Procedure For the Design on Infiltration Trenches. **American Water Works Association**, v. 104, n. 9, p. 501-509, 2012.

CUIABÁ (MT). **Lei Complementar nº 515, de 14 de julho de 2022**. Institui no município o Programa IPTU Sustentável. Cuiabá: Câmara Municipal, [2022]. Disponível em: <https://www.cuiaba.mt.gov.br/download.php?id=169069#:~:text=INSTITUI%20O%20PROGRAMA%20IPTU%20SUSTENT%20%C3%81VEL,SUSTENT%20%C3%81VEIS%20E%20D%20%C3%81%20OUTRAS%20PROVID%20%C3%81NCIAS>. Acesso em: 10 jan. 2022.

CUNHA, R.; OLIVEIRA, P.; HENRIQUES, J. E.; Corpo da Cidade: Recife na natureza versus natureza no Recife. **VI Encontro da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo**. Brasília, p. 2020. 13 p.

DAI, Y.; CHEN, L.; SHEN, Z. A cellular automata (CA)-based method to improve the SWMM performance with scarce drainage data and its spatial scale effect. **Journal of Hydrology**, v. 581, p. 1-10, 2020.

DANCEY, C.; REIDY, J. **Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows**. Porto Alegre, Artmed. 3ª edição; 2006, 608 p.

DANTAS, R. **5 Imagens do Recife nas cheias da década de 70**. Algo Mais a Revista de Pernambuco. Disponível em: <https://algomais.com/5-imagens-do-recife-nas-cheias-da-decada-de-70/>. Acesso em: 02 jun. 2022.

DAVIES, J. L. A morphogenic approach to world shorelines, *Zeitschrift für Geomorphology*. **Mortensen Sonderheft**, v. 8, p.127-142, 1964.

DRUMOND, P. P. **Estudo da influência da reservação de águas pluviais em lotes do município de Belo Horizonte, MG: avaliação hidráulica e hidrológica**. 2012. 204p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

ELRICK, D. E.; REYNOLDS, W. D. Infiltration from Constant-Head Well Permeameters and Infiltrimeters. IN: TOPP, G. C. et al (ed.). *Advances in measurement of soil physical properties: Bringing theory into practice*. **Madison: Soil Science Society of America**. p.1-24,1992.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Infiltrômetro de aspersão de Cornell aperfeiçoado: aspectos construtivos, operacionais e de manutenção**. Documentos 424. Londrina: Embrapa; 2019. 67 p.

FAGUNDES, E. A. A.; KOETZ, M.; RUDEL, N.; SANTOS, T. S.; PORTO, R. Determinação da infiltração e velocidade de infiltração de água pelo método de infiltrômetro de anel em solo de cerrado no município de Rondonópolis-MT. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 14, p. 369–378, 2012.

FAILACHE, M. F.; ZUQUETTE, L. V. Soil water infiltration under different land use conditions: in situ tests and modeling. **RBRH**, v. 26, n. e26, p. 1–17, 2021.

FARIAS, A.; MENDONÇA, F. Riscos socioambientais de inundação urbana sob a perspectiva do Sistema Ambiental Urbano. **Sociedade & Natureza**, v. 34, n. 1, p. 1–18, 2022.

FARIAS, A. M. L. DE; LAURENCEL, L. DA C. **Estatística Descritiva**. Rio de Janeiro: Universidade Federal Fluminense, 2008. p.82.

FAYAL, M. A. de A. **Previsão de vazão por redes neurais artificiais e transformadas**. 2008. 158p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Elétrica), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

FELIZARDO, L. M.; SANTINI JUNIOR, M.; FARIA, G. A.; MALTONI, K. L.; OLIVEIRA, J. N. Testes de infiltração de água no solo como forma de quantificar os parâmetros para equação de Horton. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, p. 4-16, 2020.

FERNANDES, R.; MARINHO, T.; STUDART, D. C. Análise de sensibilidade em hidrogramas de cheias máximas obtidos pelo método do SCS em uma bacia urbana. **Águas Subterrâneas**, v. 31, n. 3, p. 243-254, 2017.

FLETCHER, T. D.; SHUSTER, W.; HUNT, W.F.; ASHLEY, R.; BUTLER, D.; ARTHUR, S.; TROWSDALE, S.; BARRAUD, S.; SEMADENI-DAVIES, A.; BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L.; MIKKELSEN, P. S.; RIVARD, G.; UHL, M.; DAGENAIS, D.; VIKLANDER, M. The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water Journal**, v. 12, n. 7, p. 525–542, 2015.

FRÖHLICH, N. S., CAUDURO, F. Sistema de Drenagem Urbana Sustentável (SUDS) versus o Convencional (SUDC). **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 12, n. 2, p. 1–16, 2018.

GEOWATER. Anexo 2: Ilustrações de Sistemas de Manejo Sustentável de Águas Pluviais. **Plano Municipal de Saneamento de Macatuba**, 2009. Disponível em: <https://camaramm.files.wordpress.com/2009/10/ilustracoes-desistemas-de-manejo-sustentavel-de-aguas-pluviais.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2022.

GIELEN, E., RIUTORT-MAYOL, G., PALENCIA-JIMÉNEZ, J. S., CANTARINO, I.; An urban sprawl index based on multivariate and Bayesian factor analysis with application at the municipality level in Valencia. **Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science**, v. 45, n. 5, p. 888–914, 2018.

GIRÃO, L.F.O.; SIMÕES, N.E.C.; MARQUES, J.A.A.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**, v. 22, n. 2, p. 351-360, 2017.

GONÇALVES, L. M.; BAPTISTA, L. F. D. S.; RIBEIRO, R. A. O uso de técnicas compensatórias de drenagem para controle dos impactos da urbanização. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 12, p. 92–106, 2016.

GREEN, W. H.; AMPT, G. Studies of soil physics. Part. I. The flow of air and water through soils. **Journal of Agricultural Science**, v. 4, p. 1-24, 1911.

HAMOUZ, V.; MUTHANNA, T. M. Hydrological modelling of green and grey roofs in cold climate with the SWMM model. **Journal of Environmental Management**, v. 249, n. 8, p. 109350, 2019.

HARTWIG, M. P. **Hidrologia**. 1. ed. Universidade Aberta do Brasil. Brasília: 2012, 97p.

HAVERKAMP, R.; ROSS, P. J.; SMETTEM, K. R. J.; PARLANGE, J. Y. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 2. Physically based infiltration equation. **Water Resources Research**, Washington, v. 30, p. 2931-2935, 1994.

HIPÓLITO, J. R.; VAZ, Á. C. **Hidrologia e Recursos Hídricos**. Lisboa: IST - Universidade da Madeira, 2011. 230 p.

HOFFMANN, R. **Análise de regressão: uma introdução à econometria**. USP - Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 2017. Disponível em: <https://www.livrosabertos.sibi.usp.br/portaldelivrosUSP>. Acesso em: 5 jan 2022.

HOLTAN, H. N. Concept for infiltration estimates in watershed engineering. **US Department of Agriculture**, p. 41-51, 1961.

HORTON, R. E. An Approach Toward a Physical Interpretation of Infiltration-Capacity. **Soil Science Society of America Journal**, v. 5, n. C, p. 399–417, 1940.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Panorama**. 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/recife/panorama>. Acesso em: 02 jun. 2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidade e Estados**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pe/recife.html>. Acesso em: 02 jun. 2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Áreas Urbanizadas**. 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/redes-geograficas/15789-areas-urbanizadas.html>. Acesso em: 10 jan. 2023.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Divisão de processo de Imagens**. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/spring/teoria/mnt/mnt.htm>. Acesso em: 30 out de 2022.

INSTITUTO HIDROGRÁFICO. **Tabela de Marés – Generalidades**, I, 199 p. Lisboa – Portugal, 2018.

JAMOVI. The project (2022). **Jamovi. Version 2.3**. Computer Software. Disponível em: <https://www.jamovi.org>. Acesso em: 20 marc 2023.

JAYASOORIYA, V. M.; NG, A. W. M. Tools for Modeling of Stormwater Management and Economics of Green Infrastructure Practices: a Review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 225, n. 8, p. 2055, 21 ago. 2014.

JÚNIOR, S. D. DA S.; COSTA, F. J. DA. Mensuração e Escalas de Verificação: uma Análise Comparativa das Escalas de Likert. **XVII SemeAd - Seminários em Administração**, p. 1–16, 2014.

JUNQUEIRA, R.; MELLO, C. R.; OLIVEIRA, A. S.; ALVES, G. J.; AIRES, U. R. V. Análise da Condutividade Hidráulica Saturada em uma Floresta de Cedro, Madrid, Espanha. **Revista Agroambiental**, v. 10, n. 3, p. 75–90, 2018.

KIM, J. H.; KIM, H. Y.; DEMARIE, F. Facilitators and barriers of applying low impact development practices in urban development. **Water Resources Management**, v.31, p. 3795–3808. 2017.

KOSTIAKOV, A. N. On the dynamics of the coefficient of water - percolation in soils and on the necessity for studying it from a dynamic point of view for purposes of ameliation. Trans. 6<sup>th</sup> h comm. Intern. **Society Soil Science**. v. Part A. p.17-21, 1932.

KRIEGER, S. **Aplicação e Validação de modelos**. Disponível em: <https://pt.slideshare.net/regeirknaitsabes/aula03calibracaovalidacao>. Acesso em: 26 ago. 2022

LEAL, G.S.; SILVA, D.A.O; SOPELETE, M.C. Conceitos básicos de bioestatística. **In: MINEO, J.R., SILVA, D.A.O., SOPELETE, M.C., LEAL, G.S., VIDIGAL, L.H.G., TÁPIA, L.E.R., and BACCHIN, M.I.** Pesquisa na área biomédica: do planejamento à publicação. Uberlândia: EDUFU, 2005, p. 137-180.

LEWIS, M. R.; POWER, W. L. A study of factors affecting infiltration. **Soil Science Sociedad American**. v.3, p.334-339, 1938.

LI, X.; FONG, P. S. W; DAI, S.; LI, Y. Towards sustainable smart cities: An empirical comparative assessment and development pattern optimization in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 215, p. 730-743, 2019.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. 2. ed. São Paulo: Edusp, 2012. 352 p.

LIMA, G. L. **Estimativa da Infiltração da Água no Solo Utilizando o Modelo de Green-Ampt**. 2010. 99 p. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) - Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2010.

LIMA, J. P.; MARQUES, A. S.; SOUZA, J.; SIMÕES, N. E. **Hidrologia urbana – Sistemas de drenagem de águas pluviais**. Lisboa: ERSAR – Universidade de Coimbra. 2013.147 p.

LIU, W.; ENGEL, B. A.; FENG, Q. Modelling the hydrological responses of green roofs under different substrate designs and rainfall characteristics using a simple water balance model. **Journal of Hydrology**, v. 602. n. 11, 2021.

LOURENÇO, R. **Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentáveis**. 2014. 83p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Instituto Politécnico de Coimbra - Instituto Superior de Engenharia de Coimbra, Coimbra, Portugal, 2014.

MANSELL M, ROLLET. F. Water balance and the behaviour of different paving surfaces. **Water and Environment Journal**, v. 20, p. 7–10, 2006.

MARIA, A.; FARIAS, L. DE. **Estatística Descritiva**. Rio de Janeiro: [s.n.].2020, p.82

MARIA, A.; FARIAS, L. DE. **Departamento de estatística, estatística descritiva**. Rio de Janeiro, 2008, 161 p.

MARTINS FILHO, M. V. **Sistematização e Conservação do Solo e da Água em Cana de Açúcar**: hidrologia - infiltração de água no solo. São Paulo: Universidade Estadual Paulista, 2015. 82 slides, color.

MEDRI, W. **Análise Exploratória de Dados**. Londrina: Universidade Estadual de Londrina, 2011. 82 p.

MEIN, R.G., LARSON, C. L. Modeling infiltration during a steady rain. **Water Resour.** v. 9, p. 384–394,1973.

MELLEK, J. E.; RIZZI, N. E.; RIBEIRO, J. C.; ROCHA, C.; CORDEIRO, R.; ANDRADE, E. R. Velocidade de infiltração da água em cambissolos de textura argilosa sob floresta ombrófila mista. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 19, p. 1923–1938, 2014.

MELO, I. S.; CARVALHO, R. M. C. M. O.; SOBRAL, M. C. M.; LYRA, M. R. C. C; SILVA, H. P. Adaptação aos impactos das mudanças climáticas na perspectiva do Plano Diretor da Cidade do Recife. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**. v. 23, E202140pt, p. 1-23, 2021.

MELO, T. A. T.; COUTINHO, A. P.; SANTOS, J. B. F.; CABRAL, J. J. D S. P.; ANTONINO, A. C. D.; LASSABATERE, L. Trincheira de infiltração como técnica compensatória no manejo das águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, v. 16, n. 3, p. 53–72, 2016.

OLIVEIRA, D. B. B.; OLIVEIRA, P. T. S.; SOBRINHO, T. A.; PANACHUKI, E.; MENDIONDO, E. M. Simulador de chuvas portátil aplicado a classificação do grupo hidrológico do solo do método cn. **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, p. 1–11, 2011.

MOREIRA, I. A. **Modelagem hidrológica chuva-vazão com dados de radar e pluviômetros**. 2005. 81p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambientais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; VAN LIEW, M. W.; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.

MORIASI, D. N.; WILSON, B. N.; ARNOLD, J. G.; GOWDA, P. H. Hydrologic and water quality models: use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, Mich, v. 55, n. 4, p. 1241-1247, 2012.

MORIASI, D. N.; GITAU, M. W.; PAI, N.; DAGGUPATI, P. Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. **Transactions of the ASABE**. v. 58, p.1763-1785, 2015.

MORITZ, A.; ORTIZ, T. A.; SOUZA, A.; ZUCARELI, C. Comparação de métodos para a determinação do teor de umidade em grãos de milho e de soja Resumen Introdução Resultados e discussão Material e métodos. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v. 5, n. 2, p. 145–149, 2012.

MOURA, E. F. DA S.; SILVA, S. R. DA. Estudo Do Grau De Impermeabilização Do Solo E Propostas De Técnicas De Drenagem Urbana Sustentável Em Área Do Recife-Pe. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 3, n. 15, p. 78–93, 2015.

NAGHETTINI, M. **Introdução à Hidrologia Aplicada**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2012. 269 p.

NOWOGOŃSKI, I. Low impact development modeling to manage urban stormwater runoff: Case study of gorzÓw wielkopolski. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 28, n. 3, p. 105–115, 2020.

OLIVEIRA, A.; OLIVEIRA, T. **Elementos de estatística descritiva**. Lisboa: [s.n.].2011 p. 30.

OLIVEIRA, D. B. C.; SOARES, W. A.; SILVA, S. R. Contribuição do solo natural na drenagem urbana em uma área suscetível a alagamentos no Recife - PE. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 7, p2021.

OLIVEIRA REGINA, L. M. **Alternativas compensatórias para drenagem urbana em ponto crítico da Cidade de Recife-PE**. 2017. 101 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco. Recife, 2017.

ONU – Organização das Nações Unidas. **O Dia Mundial das Cidades**. 2019. Disponível em: <https://news.un.org/pt/interview/2019/10/1692941>. Acesso em: 20 abril 2022.

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 Agropecuária Tropical**, v. 2, n. 1, p. 107–112, 2009.

PAIXÃO, F. J. R.; ANDRADE, A. R. S.; AZEVEDO, C. A. V.; SILVA, J. M.; COSTA, T. L.; FEITOSA, R. M. Estimativa da Infiltração da água no solo através de modelos empíricos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 5, n. 1, p. 11, 2005.

PANACHUKI, E.; SOBRINHO, T. A.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F.; URCHEI, M. A. Avaliação da infiltração de água no solo, em sistema de integração agricultura-pecuária, com uso de infiltrômetro de aspersão portátil. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 28, n. 1, p. 129–137, 2006.

PARFITT, C. M. Áreas de preservação do ambiente natural urbano, segregação e impacto nas paisagens e na biodiversidade: estudo de caso de pelotas. **R. Ra"e Ga**. Curitiba, v. 37, p.7-36, 2016.

PAULA, E. S.; SILVA, J. M.; MENEZES, P. C.; CARNEIRO, A. R. S.; MELO, V. L. M. O. A Paisagem da Caatinga: um Gesto de Burle Marx na Praça Euclides da Cunha. **Paisagem e Ambiente**, n. 29, p. 09-24, 2011.

PARANÁ. Secretaria do Planejamento Estratégico. **Manual de drenagem urbana**. Toledo/PR: Secretaria do Planejamento Estratégico, 2017. 37p.

PAUS, K. H.; BRASKERUD, B. C. Suggestions for designing and constructing bioretention cells for a Nordic climate. **Journal of Water Management and Research**, v. 70, p. 139-150, 2014.

PERNAMBUCO - PE3D – **Dados de Ortofotos, MDE Raster, MDE XYZI, MDT Raster e MDT XYZ da Região Metropolitana do Recife** – fornecidas pela Secretaria de Recursos Hídricos do Governo do Estado de Pernambuco, 2016.

PEREIRA, M. C. S.; MARTINS, J. R. S.; NOGUEIRA, F. F.; MAGALHÃES, A. A. B.; SILVA, F. P. Melhoria da qualidade da água de rios urbanos: novos paradigmas a explorar – Bacia hidrográfica do rio Pinheiros em São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 3, p. 577–590, 2021.

PERROUX, K.M; WHITE, I. Designs for disc permeameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52:1205-1215, 1988.

PHILIP, J. R. The theory of infiltration. 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. **Soil Science**, Baltimor, v. 84, p. 257-264, 1957.

PINHEIRO, A.; TEIXEIRA, L.; KAUFMANN, V.; Capacidade de infiltração de água em solos sob diferentes usos e práticas de manejo agrícola. **Revista Ambiente & Água**, v.4, n.2, p.188-199, 2009.

PIRES, M. C.; CASTRO, M. B.; LIEBER, Z. V.; MENEZES, T. P.; AOKI, R. Y. S. **Estatística não paramétrica básica no software R: uma abordagem por resolução de problemas**. minas gerais: 30p. 2018. universidade federal de minas gerais

PREFEITURA DA CIDADE DO RECIFE. Prefeitura Municipal. **Caracterização do Território**. Disponível em: <https://www2.recife.pe.gov.br/pagina/caracterizacao-do-territorio#:~:text=Localiza%C3%A7%C3%A3o%3A%20Ocupa%20posi%C3%A7%C3%A3>

o%20central%20no,regionais%20de%20Salvador%20e%20Fortaleza. Acesso em: 31 maio 2022.

PREVEDELLO, C.L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Ed. SAEAFS. Curitiba, 1996.

PORTO ALEGRE (RS). **Decreto nº 20.746, de 30 de setembro de 2020**. Dispõe sobre a utilização de área de lazer, convívio e paisagismo em Rooftops sustentáveis. Porto Alegre, RS: Câmara Municipal, [2020]. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/rs/p/porto-alegre/decreto/2020/2075/20746/decreto-n-20746-2020-dispoe-sobre-a-utilizacao-de-area-de-lazer-convivio-e-paisagismo-em-rooftops-sustentaveis>. Acesso em: 10 jan. 2022.

POTT, C. A.; DE MARIA, I. C. Comparação de métodos de campo para determinação da velocidade de infiltração básica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 1, p. 19–27, 2003.

POTT, C. A. **Determinação Da Velocidade De Infiltração Básica De Água No Solo Por Meio De Infilômetros De Aspersão, De Pressão E De Tensão, Em Três Solos Do Estado De São Paulo** 2001. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agrônomo (IAC), 2001. Campinas, São Paulo, 2001.

PROJETO MEIOS. **Soluções Sustentáveis – Biovaletas**. Disponível em: <https://web.facebook.com/photo/?fbid=731928784162396&set=pcb.731946117493996>. Acesso em: 05 de nov. 2022.

PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D; SANTOS, W. L.; RODRIGUES, L. N.; ANTTUNES, V.L. **Infiltração de água no solo**, p. 26. 1997.

RAI, A.; MINSKER, B.; SULLIVAN, W.; BAND, L. A novel computational green infrastructure design framework for hydrologic and human benefits. **Environmental Modelling and Software**, v. 118, n. January, p. 252–261, 2019.

RECIFE. Prefeitura Municipal. **Informações Geográficas do Recife - (ESIG)**, 2021. Disponível em: <http://www.recife.pe.gov.br/ESIG/>. Acesso em: 18 jul. 2022.

RECIFE. **Manual de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais do Recife**. Recife: ABF Engenharia, Serviço e Comércio LTDA, 2016. 145 p.

RECIFE. **Lei nº 18.112, de 12 de janeiro de 2015**: Institui sobre a obrigatoriedade de instalação do "telhado verde", e construção de reservatórios de acúmulo ou de retardo do escoamento das águas pluviais em novas edificações no Recife. Disponível em: <http://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=280138>. Acesso em: 25 jan. 2023.

REICHARDT, K.; TIMM, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 1ª ed., 2004. 478 p.

RIBEIRO, L. B. F. Calibrando e Validando Modelos Matemáticos. Disponível em: <https://www.aquafluxus.com.br/calibrando-modelos-matematicos/?lang=en>. Acesso em: 25 ago. 2022.

RIGHETTO, A. M. **Manejo De Águas Pluviais Urbanas**. 1º ed. Rio de Janeiro: ABES, v. 4, 2009, 398 p.

ROCHA, M. F.; VERGAS, C. A. L.; GITIRANA JÚNIOR, G. F. N. Modelagem Numérica do Perfil de Sucção para Diferentes Taxas de precipitação da cidade de Goiânia e Brasília. **XVII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica**, n. September, p. 1–11, 2014.

RODRIGUES, G. C.; SANTINI JUNIOR, M. A. Avaliação do emprego de técnicas compensatórias na sub-bacia urbana Ribeirão do Santa Rita do município de Fernandópolis, São Paulo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 2, p. 231–237, 2021.

ROESNER, L. A.; BLEDSOE, B. P.; BRASHEAR, R. W. Are best – management – practices criteria really environmentally friendly. **Journal of water resources planning and management**. v. 127, p. 150-154. 2001.

ROSA, D. W. B. **Resposta hidrológica de uma bacia hidrográfica urbana à implantação de técnicas compensatórias de drenagem urbana - Bacia do Córrego do Leiteão**, 2017. 218 p. Tese (doutorado). Universidade Federal de Minas Gerais. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Belo Horizonte, Minas Gerais, 2017.

ROSEEN, R. M.; JANESKI, T. V.; HOULE, J. J.; SIMPSON, M. H.; GUNDERSON, J. **Forging the link: Linking the Economic Benefits of Low Impact Development and Community Decisions**. 1º ed. Portland: Virginia Commonwealth University, and Antioch University New England, 2011. 172 p.

ROSSMAN, L. A. **SWMM 5.0 – Manual do usuário**. João Pessoa: UFPB, 2012. 280 p.

ROSSMAN, L. A. **Storm Water Management Model Reference Manual Volume II – Hydraulics**. OH, USA: U. S. Environmental Protection Agency, 2017. v. II, 190 p.

ROSSMAN, L.; SIMON, M. A. **Storm Water Management Model (SWMM) User's Manual Version 5 .2.1**. OH, USA: U. S. Environmental Protection Agency, 2015. 300 p.

ROSSMAN, L. A.; HUBER, W. C. **Storm Water Management Model Reference Manual Volume I – Hydrology (Revised)**. OH, USA: U. S. Environmental Protection Agency, 2016. 233 p.

SAHANA, M.; HONG, H.; SAJJAD, H. Analyzing urban spatial patterns and trend of urban growth using urban sprawl matrix: A study on Kolkata urban agglomeration, India. **Science of the Total Environment**, v. 628–629, p. 1557–1566, 2018.

SANTANA, K. C. S.; SILVA, G. M.; SANTOS, C. R. L.; SOARES, W. A.; KOHLMAN RABBANI, E. R. Drenagem urbana: análise de soluções existentes para atenuar os impactos causados pelos alagamentos. In: KOHLMAN RABBANI, E. R.; CAVALCANTI, M. B. T.; SILVA, M. C. C.; VASCONCELOS, C. V. S. A.; RABBANI, R. M. R. **Revisão Sistemática da Literatura: abordagens e aplicações na engenharia civil**. Recife: UFSB, 2022. p. 106.

SANTIM, T. G. S.; OLIVEIRA, J. N.; LOLLO, J. A.; SUMAI, J. S.; HONORIO, C. M. A.; BOMFIM, A. P. Otimização da drenagem urbana com a integração do cadastro técnico e sig na determinação dos parâmetros. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009. Porto Alegre. **Anais [...]** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2009.

SANTOS, C. R. L.; SILVA, G. M.; SANTANA, K. C. S.; LAFAYETTE, K. P. V.; SILVA, S. R. Drenagem Urbana: Uma Análise de Vazão de Cheia para a Sub-Bacia do Rio Beberibe utilizando o modelo ABC6. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 04, p. 2104–2120, 2022.

SANTOS, L. L. Modelos Hidrológicos: Conceitos e Aplicações. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, n. 3 p. 1-19, 2009.

SANTOS, M. F. N. **Diferentes abordagens para o manejo das águas pluviais e seus impactos no ciclo de vida em loteamento de interesse social**. 2018. 191p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2018.

SÃO JOSÉ DOS CAMPOS (SP). Secretaria de Inovação e Desenvolvimento Econômico. **São José é destaque em evento sobre cidades inteligentes**. São José dos Campos: Secretaria de Inovação e Desenvolvimento Econômico, 2022. Disponível em: <https://www.sjc.sp.gov.br/noticias/2022/maio/25/sao-jose-e-destaque-em-evento-sobre-cidades-inteligentes/>. Acesso em: 2 jun. 2022.

SÃO JOSÉ DOS CAMPOS (SP). Secretaria de Urbanismo e Sustentabilidade. **Manual de Estratégias Sustentáveis**. São José dos Campos: Secretaria de Urbanismo e Sustentabilidade, 2022. 113 p.

SÃO PAULO (Município). Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano - SMDU. **Plano Municipal de Gestão do Sistema de Águas Pluviais de São Paulo - Manual de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais: aspectos tecnológicos e fundamentos**. São Paulo: Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano, 2012. 222 p.

SÃO PAULO (Município). Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano - SMDU. **Caderno de Bacia Hidrográfica – Bacia do Córrego Verde Pinheiros**. São Paulo: Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano, 2021. 256 p.

SHAHED BEHROUZA, M.; ZHUA, Z.; MATOTT, L. S.; RABIDEAUA, A. J. A new tool for automatic calibration of the Storm Water Management Model (SWMM). **Journal of Hydrology**, v. 581, n. February 2019, p. 124436, 2020.

SHAFIQUE, M.; KIM, R. Green stormwater infrastructure with low impact development concept: A review of current research. **Desalination Water Treatment**, v. 83, p. 16-29, 2017.

SILANS, A. M. B. P.; PAIVA, A. E. D. B.; ALMEIDA, C. N.; ALBUQUERQUE, D. J. S. Aplicação do modelo hidrológico distribuído Açumod à bacia hidrográfica do rio do Peixe. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. ABRH, vol. 5 (3), set. de 2000.

SILVA, A. C. **Modelagem hidrológica- hidráulica para atenuação de alagamentos no entorno da Escola Politécnica de Pernambuco**. 2018. 103 p. Dissertação (Mestrado em Construção Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco. Recife, 2018.

SILVA, C. M.; LIMA, D. L. C.; OLIVEIRA, T. R. P. COSTA, M. E. L.; SILVA, G. B. L. Avaliação de cenários com medidas de controle do escoamento no sistema de drenagem em

uma área urbana. In. XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, v. 23, n. November, p. 1–11, 2019.

SILVA, F. H. B. B.; ARAÚJO FIHO, J. C.; LUZ, L. R. Q. P. Propriedades Físico-Hídricas de Solos de uma Área na Bacia do Jatobá - PE. **EMBRAPA – Comunicado Técnico**. n. 37, p. 1–4, 2006.

SILVA, J. M.; A Praça Euclides da Cunha, a paisagem sertaneja materializada em um jardim histórico moderno e patrimônio cultural do Brasil. **Memória e Patrimônio**, v. 14, n. 1, p. 126–150, 2018.

SILVA JÚNIOR, M. A. B. **Alternativas compensatórias para controle de alagamentos em localidade do Recife-PE. Recife: UPE**, 2015. 153 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Escola Politécnica da Universidade de Pernambuco. Recife, 2015.

SILVA JÚNIOR, M. A. B. DA; CABRAL, J. J. DA S. P.; FONSECA NETO, G. C.; SILVA, P. O. DA; GUERRA, C. M. F.; SILVA, S. R. DA. Desafios para a adaptação da infraestrutura de drenagem urbana em cenário de mudança do clima no Recife-PE. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 5, n. 3, p. 302–318, 2020.

SILVA JÚNIOR, M. A. B. DA; SILVA, S. R.; ALCOFORADO, R. M.G. Avaliação do sistema de microdrenagem visando à sustentabilidade de área urbana com problemas de alagamentos e influência das marés. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 04, n. 24, p. 01–17, 2016.

SILVA, P. O. **Modelagem hidrológica do rio Tejiú por ocasião de chuvas intensas levando em conta o efeito de marés**. 2019. 233 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2019.

SILVA, P. O. **Análise de técnicas compensatórias de drenagem urbana para atenuação de inundações em uma sub-bacia do rio Jiquiá no Recife**. 2010. 155 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2010.

SILVA, R. S.; MOURA, E. F. S. Drenagem urbana sustentável. In: SILVA, E. R.; SILVA, S. R. **Sustentabilidade Urbana**. Recife: EduPE, 2017. p. 86-99.

SILVA, Leonardo Dantas. **Esta cidade anfíbia e seus caminhos**. 2021. Disponível em: <https://revistacontinente.com.br/edicoes/247/esta-cidade-anfibia-e-seus-caminhos>. Acesso em: 19 fev. 2023.

SILVEIRA, A.; CAVALCANTI, A. A.; MENEZES FILHO, F. C.; SEVERINO, M. F. Calibração do modelo hidrológico SWMM para a bacia do ribeirão vai e volta — Poços de Caldas, Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 1, p. 55–65, 2022.

SOARES, W. A. **Caracterização Hidrodinâmica De Solos Em Campo E Em Laboratório: Análise Numérica E Fractal Caracterização Hidrodinâmica De Solos Em Campo E Em Laboratório: Análise Numérica**. 2010. 104 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Energéticas e Nucleares) - Departamento de Energia Nuclear. Universidade Federal de

Pernambuco, Recife, 2004.

SOARES, W. A. Determinação dos parâmetros hídricos do solo por meio da simulação computacional do processo de infiltração. **Revista Diálogos: Revista de Estudos Culturais e da Contemporaneidade**. Brasil. v.1, n. 3, p. 73-84, 2010.

SOARES, W. A.; HEMMECKER, C. Comparison of mathematical models for the layout of granulometric curves of Brazilian soil. **Revista de Geografia (Recife)** v. 34, n. 1, 2017.

SOARES, W. A.; HOLANDA, M. A. C. R.; OLIVEIRA, D. B. C. Development of pedotransfer functions for Brazilian soils. **Conjecturas**, v. 22, n. 1, p. 1474–1488, 2022.

SOPHOCLEOUS, M. **Groundwater recharge, in Groundwater**. Ed. Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK. 2004.

SOUZA, C.; CRUZ, M.; TUCCI, C. Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto: Planejamento e Tecnologias Verdes para a Sustentabilidade das Águas Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 2, p. 9–18, 2012.

SOUZA, P. G. C.; JÚNIOR, J. C. F. B.; VIANA, J. H. M. Curva de retenção e disponibilidade total de água em latossolos empregando funções de pedotransferência. **Revista Engenharia na Agricultura - Reveng**, v. 25, n. 05, p. 417–427, 2017

SOUZA, W. M.; AZEVEDO, P. V; ARAÚJO, L. E. Classificação da precipitação diária e impactos decorrentes dos desastres associados às chuvas na Cidade do Recife-PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 02, p. 250–268, 2012.

SRISHANTHA, U.; RATHNAYAKE, U. Sustainable urban drainage systems (SUDS) – what it is and where do we stand today? **Engineering and Applied Science Research**, 44(4), 235–241, 2017.

SUDERHSA; CH2M Hill. **Plano Diretor de Drenagem para a Bacia do Rio Iguaçu**. Curitiba: Governo do Estado do Paraná, 2002.

SUSANAWATI, L. D.; RAHADI, B.; TAUHID, Y. Penentuan Laju Infiltrasi Menggunakan Pengukuran Double Ring Infiltrimeter dan Perhitungan Model Horton pada Kebun Jeruk Keprok 55 (Citrus Reticulata) Di Desa Selorejo, Kabupaten Malang. **Jurnal Sumberdaya Alam dan Lingkungan**, v. 5, n. 2, p. 28–34, 2018.

TANG, S.; LUO, W.; JIA, Z.; LIU, W.; LI, S.; WU, Y. Evaluating Retention Capacity of Infiltration Rain Gardens and Their Potential Effect on Urban Stormwater Management in the Sub-Humid Loess Region of China. **Water Resources Management**, v. 30, n. 3, p. 983–1000, 2016.

TEIXEIRA, B. K.; SILVA, A. S. Tipos de vegetação para medidas compensatórias de controle pluvial na fonte em zonas subtropicais. **Revista LABVERDE**, v. 9, n. 2, p. 81–101, 2019.

TEJADAS, B. E.; POSSANTI, I. B.; MARQUES, G. Simulação de tecnologias LID em lotes urbanos para controle de escoamento superficial. **XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, n. 11, p. 1–9, 2019.

TOMINAGA, E. N. S. **Urbanização e cheias: medidas de controle na fonte**. 2013. 137 p. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2013.

TORMA, L. DA S. **Funções Trigonométricas no Ensino Médio: Construindo uma Paisagem Utilizando o Software Graphmatica**. 2018. 134p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Rio Grande do Sul, 2018.

TRIOLA, M. F. **Introdução à Estatística**. 12. ed. Rio de Janeiro: Pearson Education. 2017. 911 p.

TUCCI, C. E. M. Gestão de águas pluviais urbanas - Saneamento para Todos. v. 4, p. 270, 2005.

TUCCI, C.E.M. Inundações Urbanas. 1. ed. Porto Alegre: ABRH, 2007.

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

TUCCI, C. E. M. Gestão da Drenagem Urbana. **Textos para Discussão CEPAL-IPEA**, v. 48, p. 50, 2012.

TUCCI, C.E.M. Regulamentação da drenagem urbana no Brasil. **Rega**, v. 13, n. 1, p. 29- 42, 2016.

UACDC - UNIVERSITY OF ARKANSAS COMMUNITY DESIGN CENTER. **LID - Low Impact Development: a design manual for urban areas**. Fayetteville: University of Arkansas Press, 2010. Disponível em: <http://uacdc.uark.edu/work/low-impact-development-a-design-manual-for-urban-areas>. Acesso em: 5 set. 2022.

UFPE – Universidade Federal de Pernambuco. CAWM - **Campus Agreste Watershed Model**. Disponível em: <https://www.ufpe.br/web/grh>. Acesso em: 14 nov. 2022.

UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. **Hidrologia de Grande Escala**. Porto Alegre. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/hge/mgb/o-que-e/>. Acesso em: 15 nov. 2022.

USGS. **Bioremediation Cells and Low-Impact Development (LID)**. Nebraska Water Science Center, 2014. Disponível em: Disponível em: Nebraska Water Science Center | U.S. Geological Survey ([usgs.gov](http://usgs.gov)). Acesso em: 27 fev. 2017.

USP – Universidade de São Paulo. Comunicação e Assessoria. **Parque linear pretende revitalizar a região do Kartódromo**. São Paulo, SP, 2019. Disponível em: <http://www.saocarlos.usp.br/conheca-o-parque-linear-que-pretende-revitalizar-a-regiao-do-kartodromo/>. Acesso em: 19 de ago. 2022.

URSULINO, B. S.; LIMA, S. M. G. M.; COUTINHO, A. P.; COELHO, V. H. R.; ARAÚJO, D. C. S.; GUSMÃO, A. C. V.; NETO, S. M. S.; LASSABATERE, L.; ANGULO-JARAMILLO, R. Modelling soil water dynamics from soil hydraulic parameters estimated by an alternative method in an experimental basin located in the Brazilian Northeast region. **Water**, v. 11, n. 1007, p. 1–19, 2019.

VIALI, L. **Testes não paramétricos**. Porto Alegre Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008. 43p.

VISSMAN, W.; LEWIS, G. L. **Introduction to Hydrology (Hardcover) Prentice Hall;** Vilela, 5 edition, 2002.

VILLANUEVA, A. O. N.; TASSI, R.; ALLASIA, D. G.; BEMFICA, D.; TUCCI, C. Gestão da drenagem urbana, da formulação à implementação. **REGA**, v. 8, n.1, p. 5-18, 2011.

WHITE, I.; SULLY, M.J.; PERROUX, K.M. **Measurement of surface soil hydraulic properties: disk permeameters, tension infiltrometers, and other techniques.** In: Topp, G.C.; Reynolds, W.D.; Green, R.E. (eds.). *Advances of soil physical properties: Bringing theory into practice.* Madison: American Society of Agronomy, 1992. p.69-103.

YANG, Y.; CHUI, T.F.M. Optimizing surface and contributing areas of bioretention cells for stormwater runoff quality and quantity management. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1090-1103, 2018.

YAZDI, M. N.; KETABCHY, M.; SAMPLE, D. J.; SCOTT, D. & LIAO, H. An evaluation of HSPF and SWMM for simulating streamflow regimes in an urban watershed. **Environmental Modelling & Software**, v.118, p. 211–225, 2019.

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, p. 1195–1208, 2019.

ZHAO, G.; MENG, D. Z. Research Progress of Low Impact Development Technology. **Institute of Physics Publishing-Earth Environ**, v. 474, n. 2, p. 1–6, 2020.

ZHU, Z.; CHEN, Z.; CHEN, X.; YU, G. An assessment of the hydrologic effectiveness of low impact development (LID) practices for managing runoff with different objectives. **Journal of Environmental Management**, v. 231, n. 10, p. 504–514, 2019.

ZWIRTES, A. L.; SPOHR, R. B.; BARONIO, C. A.; MENEGOL, D. R.; DA ROSA, G. M.; DE MORAES, M. T. Utilização do infiltrômetro de Cornell e dos anéis concêntricos para determinação da infiltração de água em um Latossolo Vermelho. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 1, p. 3489–3500, 2013.