



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

HAYLLA REBEKA DE ALBUQUERQUE LINS LEONARDO

**ANÁLISE HIDROLÓGICA E ECONÔMICA DA DIFUSÃO DE TÉCNICAS
COMPENSATÓRIAS DE DRENAGEM URBANA NA CIDADE DO RECIFE,
PERNAMBUCO.**

Recife - PE

2026

HAYLLA REBEKA DE ALBUQUERQUE LINS LEONARDO

ANÁLISE HIDROLÓGICA E ECONÔMICA DA DIFUSÃO DE TÉCNICAS
COMPENSATÓRIAS DE DRENAGEM URBANA NA CIDADE DO RECIFE,
PERNAMBUCO.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Sylvana Melo dos Santos

Coorientadora: Prof^a. Dr^a Leidjane Maria Maciel de Oliveira

Recife, PE.

2026

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Leonardo, Haylla Rebeka de Albuquerque Lins.

Análise hidrológica e econômica da difusão de técnicas compensatórias de drenagem urbana na Cidade do Recife, Pernambuco / Haylla Rebeka de Albuquerque Lins Leonardo. - Recife, 2026.

150f.: il.

Tese (Doutorado)- Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências (CTG), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC), 2026.

Orientação: Prof.^a Dr.^a Sylvana Melo dos Santos.

Coorientação: Prof^a. Dr^a Leidjane Maria Maciel de Oliveira.

1. Modelagem hidrológica; 2. Machine learning; 3. SWMM. I. Santos, Sylvana Melo dos. II. Oliveira, Leidjane Maria Maciel de. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

HAYLLA REBEKA DE ALBUQUERQUE LINS LEONARDO

ANÁLISE HIDROLÓGICA E ECONÔMICA DA DIFUSÃO DE TÉCNICAS
COMPENSATÓRIAS DE DRENAGEM URBANA NA CIDADE DO RECIFE,
PERNAMBUCO.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito para obtenção do título de doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos

Aprovada em: 14 de janeiro de 2026

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dr.^a Sylvana Melo dos Santos (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof.^a Dr.^a Leidjane Maria Maciel de Oliveira (Coorientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Jairo Lizandro Schmitt (Examinador Externo)
Universidade Federal de Alagoas

Dr. Diego Cezar dos Santos Araujo (Examinador Externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. Marcos Antonio Barbosa da Silva Junior (Examinador Externo)
Universidade Federal do Oeste do Pará

Prof. Dr. Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Recife

2026

Dedico esta tese em primeiro lugar a Deus, que me sustenta em cada passo da jornada.

“Pois Dele, por Ele, e para Ele são feitas todas as coisas. Glória seja dada a Ele”

Romanos 11.36

Aos meus pais, pelo amor incondicional, pelos valores que me ensinaram e pelo apoio constante em todos os momentos.

Ao meu esposo, pelo amor incondicional, pela paciência, companheirismo e por acreditar em mim mesmo nos dias mais difíceis.

À minha irmã, pela amizade sincera e incentivo constante.

À minha família, por todo carinho e força ao longo do caminho.

E às minhas orientadoras, por guiarem este processo com sabedoria, generosidade e inspiração.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por me conceder força, sabedoria e fé nos momentos mais desafiadores. Por ser o meu Senhor, o meu guia, o meu Pai, o meu amigo e companheiro.

Aos meus pais, Neide e Leonardo, exemplos de amor, perseverança e generosidade, meu eterno reconhecimento. Obrigada por acreditarem em mim e me apoiarem incondicionalmente, essa conquista é de vocês também.

Ao meu melhor amigo, meu esposo, João Lucas, por estar ao meu lado com tanto amor, carinho, paciência e incentivo, obrigada por enfrentar as dificuldades e desafios, compreender os silêncios, acolher as ansiedades e comemorar cada conquista comigo, vencemos todas as etapas juntos. À minha irmã, Rebeka, por ser minha amiga, conselheira e por sempre me lembrar do meu valor. Sua presença foi essencial. À toda minha família, fonte constante de amor e motivação.

Às minhas orientadoras, professoras e conselheiras, Profa. Sylvana Santos e Profa. Leidjane Oliveira, por sua dedicação, confiança e por me guiarem com competência e sensibilidade ao longo dessa trajetória. Sou grata pelo aprendizado e pela inspiração que levarei comigo para além da vida acadêmica.

Ao Prof. Anderson Paiva, pelo apoio em todos os momentos, pelo valioso ensino e pelas contribuições que também ajudaram a construir os alicerces da minha formação.

Aos amigos que a UFPE me presenteou (Francisco, Débora, Gabriel, Camila, e tantos outros), que se tornaram parte fundamental dessa jornada: obrigada pelas trocas, pelas risadas em meio ao cansaço, pelo companheirismo e por fazerem com que esse percurso fosse mais leve e compartilhado.

Às minhas amigas, irmãs (Jéssica, Polly, Fabiana Martins e Fabiana Rocha), obrigada por estarem comigo com tanto amor, escuta, presença e força. Vocês foram abrigo nos momentos difíceis e alegria nos dias bons.

E aos meus amigos, por estarem sempre presentes, mesmo à distância, oferecendo palavras de apoio, escuta generosa e afeto.

A cada um de vocês, minha eterna gratidão.

RESUMO

O crescimento urbano acelerado gera desafios significativos para o uso do solo e a gestão dos recursos hídricos, exigindo um planejamento urbano eficaz. Técnicas compensatórias, como telhados verdes e sistemas de captação e armazenamento de água da chuva, são de grande relevância para mitigar os impactos negativos da urbanização, reduzindo o escoamento superficial e melhorando a qualidade do ar, desempenhando um papel fundamental na gestão sustentável das águas pluviais urbanas. Portanto, este trabalho tem por objetivo avaliar o desempenho hidrológico e econômico da implementação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em área urbana com grandes riscos de alagamentos, a partir da aplicação de técnicas de modelagem e simulações, utilizando métodos de aprendizagem de máquina (*Machine Learning - ML*) e o *software Storm Water Management Model (SWMM)*. A área de estudo foi selecionada e caracterizada a partir de técnicas de clusterização e sensoriamento remoto, utilizando programação em *Python* e *JavaScript*, e o *software* livre QGis 3.16.16. O telhado verde e o telhado de referência foram modelados hidrologicamente, em escala localizada, utilizando *ML* e o *software Hydrus – 1D* para avaliar seu desempenho. Em seguida realizou-se a modelagem hidrológica, em escala de bacia urbana, da área de estudo considerando o cenário atual e os cenários com a implementação das técnicas (telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva), a partir do *software* SWMM versão 5.0 e do *Machine Learning*. Por fim, realizou-se a análise financeira considerando os custos governamentais relacionados a danos por alagamentos e os benefícios potenciais do fornecimento de incentivos fiscais para implementação da técnica. Os resultados evidenciaram que a modelagem hidrológica, em escala localizada, com *Machine Learning* apresentou desempenho superior ($R^2 = 0,86$; $r = 0,93$) ao *Hydrus-1D*, destacando-se pela precisão e capacidade de generalização na previsão do escoamento superficial, especialmente em cenários com infraestrutura verde. Em escala de bacia urbana, verificou-se que a impermeabilização intensifica picos de vazão, enquanto a adoção de telhados verdes e tanques de armazenamento reduziu em até 35% a vazão de pico, mostrando alta eficácia hidrológica. Os resultados econômicos indicaram que os incentivos fiscais necessários à implementação das técnicas compensatórias representam, no máximo, 17,61% dos custos em consequência aos alagamentos, evidenciando sua viabilidade financeira e ambiental. Assim, a integração entre modelagem hidrológica, aprendizado de máquina e soluções baseadas na natureza demonstra-se uma estratégia eficiente para mitigação de inundações e promoção de cidades mais sustentáveis e resilientes.

Palavras-chave: modelagem hidrológica, *machine learning*, *SWMM*.

ABSTRACT

Accelerated urban growth generates significant challenges for land use and water resources management, requiring effective urban planning. Compensatory techniques, such as green roofs and rainwater harvesting and storage systems, are highly relevant for mitigating the negative impacts of urbanization by reducing surface runoff and improving air quality, thus playing a fundamental role in sustainable urban stormwater management. Therefore, this study aims to evaluate the hydrological and economic performance of implementing green roofs and rainwater storage tanks in an urban area with a high risk of flooding, based on the application of modeling techniques and simulations using machine learning (ML) methods and the Storm Water Management Model (SWMM). The study area was selected and characterized using clustering techniques and remote sensing, employing Python and JavaScript programming and the open-source software QGIS 3.16.16. The green roof and the reference roof were hydrologically modeled at a local scale using ML and the Hydrus-1D software to assess their performance. Subsequently, hydrological modeling at the urban watershed scale was performed for the study area, considering the current scenario and scenarios with the implementation of the techniques (green roofs and rainwater storage tanks), using SWMM version 5.0 and machine learning. Finally, a financial analysis was conducted considering governmental costs related to flood damages and the potential benefits of providing tax incentives for the implementation of the techniques. The results showed that local-scale hydrological modeling using machine learning exhibited superior performance ($R^2 = 0.86$; $r = 0.93$) compared to Hydrus-1D, standing out for its accuracy and generalization capacity in predicting surface runoff, especially in scenarios with green infrastructure. At the urban watershed scale, impermeabilization was found to intensify peak flows, whereas the adoption of green roofs and rainwater storage tanks reduced peak discharge by up to 35%, demonstrating high hydrological effectiveness. The economic results indicated that the tax incentives required for the implementation of compensatory techniques represent, at most, 17.61% of the costs associated with flooding, evidencing their financial and environmental feasibility. Thus, the integration of hydrological modeling, machine learning, and nature-based solutions proves to be an efficient strategy for flood mitigation and for promoting more sustainable and resilient cities.

Keywords: hydrological modeling, *machine learning*, *SWMM*.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Fluxograma dos objetivos, etapas e produtos da pesquisa.	22
Figura 2 – Esquema de funcionamento de um sistema de captação e armazenamento de água de chuva.....	26
Figura 3 - Camadas de composição de um telhado verde.	30
Figura 4 - Radiação solar incidente nos telhados e mecanismos de calor.....	33
Figura 5 - Retenção hídrica em telhado verde e convencional.....	33
Figura 6 – Ferramentas aplicadas para estudo das técnicas compensatórias de drenagem urbana.	40
Figura 7 – Esquema de agrupamento dos dados de entrada no <i>Hydrus-ID</i>	47
Figura 8 - Fluxograma das etapas da pesquisa.	51
Figura 9 - Simplificação da metodologia do MapBiomas.....	54
Figura 10 – Localização da UETER.....	55
Figura 11 – Unidade Experimental de Telhados Ecológicos do Recife - UETER.....	55
Figura 12 – Vizualização 3D das células-testes.....	56
Figura 13 – Telhado verde utilizado nesta pesquisa.....	56
Figura 14 – Tela do algoritmo de <i>Machine Learning</i> com os dados de entrada da modelagem hidrológica em escala localizada.	58
Figura 15 – Etapas da modelagem hidrológica.	59
Figura 16 – Localização das estações meteorológicas.	61
Figura 17 – Clusterização por quantidade de pontos de alagamento.	78
Figura 18 – Área de estudo selecionada.	79
Figura 19 – Hipsometria da área de estudo.	80
Figura 20 – Uso e ocupação do solo da Várzea nos anos de 1995, 2005, 2015 e 2021.	81
Figura 21 – NDVI da cidade do Recife nos anos de 1995 a 2021.....	83
Figura 22 – NDBI da cidade do Recife nos anos de 1995 a 2021.....	84
Figura 23 – Built-up da cidade do Recife nos anos de 1995 a 2021.	85
Figura 24 – Vazão simulada para o telhado verde.....	89
Figura 25 - Vazão simulada para o telhado verde apenas até o fim da precipitação.....	90
Figura 26 – Gráfico de dispersão entre a vazão observada e a simulada com ML e Hydrus – 1D.	91
Figura 27 – Vazão simulada para o telhado convencional.	93

Figura 28 – Gráfico de dispersão entre a vazão observada e a simulada com ML para o telhado convencional.....	94
Figura 29 – Mapa das sub-bacias, áreas impermeáveis e de telhados.....	96
Figura 30 – Precipitação acumulada mensal entre os anos de 2005 a 2025.....	98
Figura 31 – Vazão escoada nos cenários para o evento extremo de 2005 (06/12/2005).....	99
Figura 32 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 01/05/2011.....	102
Figura 33 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 13/06/2019.....	104
Figura 34 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 13/05/2021.....	106
Figura 35 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 27/05/2022.....	108
Figura 36 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 04/02/2025.....	111
Figura 37 – Percentual de redução da vazão de pico de cada cenário simulado no SWMM nos diferentes eventos pluviométricos extremos.	114
Figura 38 – Percentual de redução da vazão de pico de cada cenário simulado no ML nos diferentes eventos pluviométricos extremos.....	114
Figura 39 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2005.....	116
Figura 40 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2011.....	117
Figura 41 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2019.....	117
Figura 42 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2021.	118
Figura 43 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2022.	118
Figura 44 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2025.	119
Figura 45 –Custos devido a alagamentos estimados por metodologia.....	121
Figura 46 –Comparativo de custos devido a alagamentos e custos de incentivos fiscais.	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Tipos de técnicas compensatórias de drenagem urbana.	24
Tabela 2 - Classificação dos telhados verdes.	32
Tabela 3 - Legislações de incentivo a aplicação de telhados verdes.	38
Tabela 4 - Estudos envolvendo modelagem hidrológica de telhados verdes aplicando SWMM.	44
Tabela 5 - Data da imagem, hora, ângulo de elevação do Sol e ponto do satélite.	52
Tabela 6 - Eventos pluviométricos extremos selecionados.	62
Tabela 7 – Métricas estísticas de desempenho utilizadas.	68
Tabela 8 – Percentual de danos Indiretos.	70
Tabela 9 – Classes de uso e ocupação do solo com a respectiva área.	82
Tabela 10 - Fração granulométrica do solo do telhado verde.	86
Tabela 11 – Variáveis selecionadas e métricas de desempenho das modelagens testadas.	87
Tabela 12 – Métricas de desempenho do Modelo 3 para cada evento pluviométrico.	88
Tabela 13 – Vazões de escoamento no telhado verde.	89
Tabela 14 – Vazões de escoamento no telhado convencional.	93
Tabela 15 – Composição de área de cada sub-bacia.	96
Tabela 16 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 06/12/2005.	100
Tabela 17 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 01/05/2011.	103
Tabela 18 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 13/06/2019.	105
Tabela 19 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 13/05/2021.	107
Tabela 20 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 27/05/2022.	109
Tabela 21 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 04/02/2025.	112
Tabela 22 – Métricas de desempenho do modelo ML por cenário simulado.	115
Tabela 23 – Cenários de custos devido a alagamentos considerando área inundada máxima e média.	120

Tabela 24 – Detalhamento de custo devido a alagamentos pela metodologia de Vaz (2015).	121
.....
Tabela 25 – Comparativo de custos de cada metodologia.....	122
Tabela 26 – Resumo dos custos por incentivos fiscais.....	124

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Estudos sobre modelagem com tanques de armazenamento de águas pluviais. ..	27
Quadro 2 - Vantagens e desvantagens da modelagem de telhados verdes com Machine Learning e Hydrus 1D.....	48

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
IAF	Índice de Área Foliar
LID	<i>Low Impact Development</i>
MDE	Modelo Digital de Elevação
ML	<i>Machine Learning</i>
NDBI	Índice de Construção por Diferença Normalizada
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
RMR	Região Metropolitana do Recife
SIG	Sistemas de Informação Geográficas
SR	Sensoriamento Remoto
SUDS	<i>Sustainable Urban Drainage Systems</i>
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
1.1	Hipótese	20
1.2	Objetivos.....	20
1.2.1	Geral	21
1.2.2	Específicos.....	21
2	REFERENCIAL TEÓRICO	23
2.1	Drenagem urbana: clássica x sustentável.....	23
2.2	Tanques de armazenamento de água de chuva	24
2.3	Telhados verdes	29
2.3.1	Sistema construtivo	30
2.3.2	Classificação dos telhados verdes	31
2.3.3	Benefícios dos telhados verdes.....	32
2.3.3.1	Desempenho térmico de telhados verdes	32
2.3.4	Desempenho hidrológico de telhados verdes	33
2.4	Experiências e políticas públicas exitosas em incentivos à utilização das técnicas compensatórias.....	34
2.4.1	Experiências internacionais	34
2.4.2	Legislações nacionais	36
2.4.3	Telhados verdes e tanques de armazenamento de água da chuva como instrumentos de regulação do ambiente urbano	39
2.5	Ferramentas para o planejamento da drenagem urbana.....	39
2.6	Sensoriamento remoto	40
2.7	Clusterização.....	42
2.8	Linguagens de programação utilizadas.....	42
2.9	Modelagem hidrológica.....	43
2.9.1	<i>Storm Water Management Model - SWMM</i>	43
2.9.2	<i>Machine Learning (ML)</i>	44
2.9.3	Hydrus - 1D.....	46
2.9.4	Métricas estatísticas de desempenho dos modelos.....	48
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	50
3.1	Caracterização da área de estudo	50

3.1.1	Classificação por clusterização	50
3.1.2	Caracterização do relevo	52
3.1.3	Processamento dos dados orbitais	52
3.1.4	Processamento dos parâmetros biofísicos	53
3.1.5	MapBiomas	53
3.2	Unidade Experimental de Telhados Ecológicos do Recife (UETER)	54
3.3	Modelagem hidrológica.....	58
3.3.1	Modelagem hidrológica, em escala localizada, utilizando <i>Machine Learning</i> (ML)	59
3.3.2	Modelagem hidrológica em escala localizada com o Hydrus-1D	60
3.3.3	Caracterização pluviométrica	60
3.3.4	Cenários aplicados na modelagem hidrológica, em escala de bacia urbana, com <i>Storm Water Management Model</i> (SWMM) e com <i>Machine Learning</i> (ML).....	62
3.3.5	Modelagem hidrológica, em escala de bacia urbana, com <i>Storm Water Management Model</i> (SWMM)	63
3.3.5.1	<i>Caracterização da bacia hidrográfica</i>	64
3.3.5.2	<i>Parametrização e simulação hidrológica</i>	65
3.3.6	Modelagem hidrológica em escala de bacia urbana utilizando <i>Machine Learning</i> (ML)	66
3.3.6.1	<i>Preparação e engenharia dos dados.....</i>	67
3.4	Métricas estatísticas de desempenho	67
3.5	ANÁLISE DA VIABILIDADE FINANCEIRA.....	68
3.5.1	Custo de danos devido a alagamentos pela metodologia de Vaz (2015)	68
3.5.2	Custo de danos devido a alagamentos pela metodologia de Machado <i>et al.</i> (2005) ..	72
3.5.3	Custo de danos devido a alagamentos pela metodologia de Salgado (1995) e Nagem (2008).....	74
3.5.4	Custo de incentivo fiscal	75
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	77
4.1	Clusterização.....	77
4.2	Detalhamento da área selecionada pós-clusterização	79
4.3	Modelagem hidrológica utilizando <i>Machine Learning</i> (ML)	86
4.4	Modelagem hidrológica em escala de bacia urbana – SWMM e ML.....	95
4.5	ANÁLISE DA VIABILIDADE FINANCEIRA.....	119
4.5.1	Estimativas de danos por inundações	120
4.5.2	Custos de incentivo fiscal.....	123

CONCLUSÕES.....	126
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	128

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas tem-se observado um acelerado processo de urbanização sem um planejamento urbano adequado, resultando no aumento das construções e provocando mudanças na paisagem, e no uso e ocupação do solo. A taxa de urbanização da América Latina é da ordem de 82%, de acordo com estimativas recentes do *World Cities Report* (ONU-Habitat, 2022). No que se refere ao Brasil, dados do Censo Demográfico de 2022 (IBGE, 2022) evidenciam que mais de 87% da população reside em centros urbanos, representando um aumento expressivo em comparação ao ano de 1970, em que esse valor era de 55,9% da população, conforme Silva, Elhorst, e Neto (2017).

Conforme Lima, Fonseca-Salazar e Campo (2023), o reflexo do referido crescimento urbanístico ocasiona uma nova conotação no uso do solo, proporcionando progressiva deterioração dos ambientes urbanos e periurbanos, especificamente impulsionada pelas pressões econômicas e especulativas nas grandes cidades, refletindo na substituição de áreas verdes por áreas artificiais. Como resultado, observa-se a ocorrência de áreas ambientalmente degradadas nos espaços urbanos e suas periferias, catalisadoras de problemas de saúde pública que atingem de maneira tendenciosa e injusta a qualidade de vida, sobretudo da população mais vulnerável de interesse social (Tominaga *et al.*, 2019). Nesse contexto, se inserem mudanças significativas no cenário ambiental e na qualidade do ar, conforme ressaltam Santos *et al.* (2013), tais como o desenvolvimento de fenômenos como as ilhas de calor, o intenso e constante aumento na temperatura ambiente do ar, o aumento nos riscos de inundações e a redução da qualidade das águas dos corpos hídricos do entorno das cidades.

Além do crescimento urbano desordenado, as mudanças climáticas têm intensificado os impactos hidrológicos nos ambientes urbanos, sobretudo por meio da alteração dos regimes de precipitação. O aquecimento global tem provocado a redução da frequência de eventos pluviométricos leves e o aumento da ocorrência de chuvas curtas, intensas e concentradas, elevando significativamente os riscos de inundações, alagamentos e cheias repentinas em áreas urbanizadas, conforme Varghese *et al.* (2025). Nesse contexto, estudos baseados em modelagens urbano-hidrológicas indicam que as técnicas compensatórias apresentam elevada capacidade de atenuação dos picos de vazão e dos volumes de escoamento superficial mesmo sob cenários futuros de maior intensidade pluviométrica projetados por modelos climáticos, segundo Satriawansyah, Kasim e Fanani (2024).

No contexto brasileiro, a cidade do Recife destaca-se como um dos centros urbanos mais vulneráveis a problemas de drenagem urbana e alagamentos recorrentes. Essa condição

decorre da combinação de fatores naturais e antrópicos, como o relevo predominantemente plano, a influência direta das marés, a presença de lençol freático raso e um elevado grau de urbanização e impermeabilização do solo, associados a um sistema de drenagem historicamente sobrecarregado, conforme afirma Santos *et al.* (2020).

As técnicas compensatórias são aplicadas com o intuito de restaurar as condições hidrológicas anteriores à ocupação, pois atuam amortecendo os picos de chuvas por meio da retenção e detenção de escoamentos, conforme Tominaga *et al.* (2019). De acordo com De-Ville *et al.* (2017), os telhados verdes e os tanques de águas de chuva, são técnicas compensatórias de relevante destaque mundial, visto que proporcionam benefícios no âmbito térmico, hidrológico e na qualidade da água. Os telhados verdes consistem na aplicação do conjunto vegetação e substrato, que proporciona aumento das superfícies permeáveis e, com isso todos os consequentes benefícios associados (redução do tempo de pico do escoamento superficial, aumento da capacidade de retenção hidrica, redução de enchentes, melhora na qualidade do ar, aumento do conforto térmico, entre outros), conforme Braz e Braz (2020)

Os sistemas de aproveitamento de água da chuva, por sua vez, visam a reutilização da água pluvial para fins diversos, reduzindo o direcionamento para os coletores de drenagem de águas pluviais. De acordo com Mai *et al.* (2025), a instalação da captação da água da chuva é realizada, preferencialmente, nos telhados das edificações, sendo direcionada para armazenamento em tanques de águas pluviais, possibilitando o reaproveitamento sustentável e a redução da demanda por água potável.

No âmbito da drenagem urbana e do gerenciamento de águas pluviais, os telhados verdes e os tanques de água da chuva caracterizam-se como Soluções de Desenvolvimento de Baixo Impacto (*Low Impact Development* – LID), também referidas na literatura como Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável (*Sustainable Urban Drainage Systems* - SUDS) ou *Water Sensitive Urban Design* (WSUD). Na modelagem hidrológica e hidráulica dos sistemas de drenagem urbana, as soluções LID têm conseguido, cada vez mais, espaço. Para Cipolla, Maglionico e Stojkov (2016), no que se refere à modelagem hidrológica e ao estudo da drenagem urbana, o *Storm Water Management Model* (SWMM) é o *software* comercial de maior aplicação, com um módulo de LID adicionado na versão 5, garantindo resultados rápidos e satisfatórios sobre o desempenho dos telhados. Diversos pesquisadores vêm ressaltando a importância da aplicação das técnicas de modelagem para simulação de maneira realística e preditiva do aprimoramento da tecnologia (Xie e Liu, 2020; Haowen *et al.*, 2020; Abdala *et al.*, 2021). Outra ferramenta muito útil na análise, monitoramento e simulação do processo de

drenagem urbana a ser considerada na identificação de coberturas de espaços urbanos é geolocalização de áreas críticas.

De acordo com Chaves, Picoli e Sanches (2020), dados de observação da Terra provenientes de sensores como os satélites Landsat e Sentinel têm se mostrado altamente eficazes para o mapeamento e monitoramento de grandes áreas de assentamentos humanos, contribuindo para a análise da expansão urbana e da vulnerabilidade socioambiental. Estudos realizados utilizando técnicas de Sensoriamento Remoto (SR) e Sistemas de Informação Geográficas (SIG) permitem a realização da análise espaço-temporal de regiões com ocorrência de modificação da dinâmica espacial, bem como da expansão de áreas urbanas (Deus *et al.*, 2015; Rosa, 2018; Carvalho *et al.*, 2019). De forma geral, o processamento digital de imagens faz com que as informações radiométricas sejam mais facilmente discrimináveis pelo analista e, consequentemente, simplifica a extração de informações da imagem sobre os fenômenos ou outros objetos do mundo real, originando as cartas temáticas com variações espacial e temporal, segundo Carvalho *et al.* (2019).

Apesar dos avanços recentes na modelagem hidrológica e na aplicação de soluções baseadas na natureza, ainda existe uma lacuna significativa na literatura quanto à integração entre análises hidrológicas, econômicas e computacionais no contexto da drenagem urbana. De acordo com Wang *et al.* (2018), a maior parte dos estudos concentra-se na avaliação do desempenho hidráulico isolado das técnicas compensatórias, sem incorporar a dimensão econômica ou o uso de ferramentas de inteligência artificial capazes de aprimorar a simulação e a calibração dos modelos. Conforme Kwon e Kim (2021), a aplicação de algoritmos de *Machine Learning* voltados à previsão e ao ajuste dinâmico de parâmetros hidrológicos em sistemas de desenvolvimento de baixo impacto (LID) ainda é incipiente, especialmente em contextos tropicais e de rápida urbanização, como ocorre em grande parte das cidades brasileiras.

A principal inovação desta tese está relacionada à aplicação de algoritmos de *Machine Learning* na modelagem hidrológica de técnicas compensatórias de drenagem urbana. Segundo Abdala *et al.* (2021), os modelos hidrológicos tradicionais, como o SWMM, embora amplamente utilizados, apresentam limitações na representação da variabilidade espacial e temporal em ambientes urbanos complexos. Como afirmam esses autores, a integração de métodos baseados em aprendizado de máquina, como redes neurais artificiais e *random forests*, pode elevar o desempenho preditivo dos modelos hidrológicos, ajustando parâmetros de forma adaptativa e automatizada a partir de extensos conjuntos de dados observacionais.

Além da contribuição metodológica, esta pesquisa também inova ao propor uma análise integrada entre o desempenho hidrológico e o desempenho financeiro das soluções de drenagem sustentável. De acordo com Li *et al.* (2019), estudos recentes vêm destacando a importância de se avaliar, de maneira conjunta, a eficiência hidráulica e a viabilidade econômica das técnicas compensatórias, especialmente quando considerados os custos de mitigação de enchentes, de manutenção da infraestrutura e os incentivos fiscais disponíveis. Como destacam esses autores, a integração entre modelagem física, inteligência artificial e análise econômica representa um avanço relevante no campo da engenharia urbana sustentável, contribuindo para o desenvolvimento de políticas públicas e estratégias de planejamento urbano mais eficazes e baseadas em evidências.

Portanto, este estudo tem como objetivo avaliar o desempenho hidrológico e econômico de técnicas compensatórias de drenagem urbana, com ênfase na aplicação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água da chuva em áreas urbanizadas. Para atingir esse propósito, foram utilizadas técnicas avançadas de modelagem hidrológica com o *software* SWMM integradas a métodos de aprendizado de máquina. Além disso, foi conduzida uma análise comparativa entre os custos associados a danos e reparos decorrentes de alagamentos e as economias potenciais proporcionadas pela adoção das soluções compensatórias, considerando também os benefícios financeiros advindos de incentivos fiscais e políticas públicas voltadas à sustentabilidade urbana.

1.1 Hipótese

A adoção de telhados verdes e tanques de água da chuva, induzida por mecanismos de incentivos fiscais, proporciona redução potencial da vazão de escoamento urbano durante eventos de chuva intensa e reduz os custos governamentais com reparos e mitigação de enchentes, sendo tais efeitos avaliados por meio de modelagem hidrológica e análises de viabilidade financeira.

1.2 Objetivos

Os objetivos deste trabalho dividiram-se em objetivo geral e específicos. Na Figura 1, consta o fluxograma com o detalhamento dos objetivos específicos, das etapas da pesquisa, dos produtos produzidos e a serem obtidos.

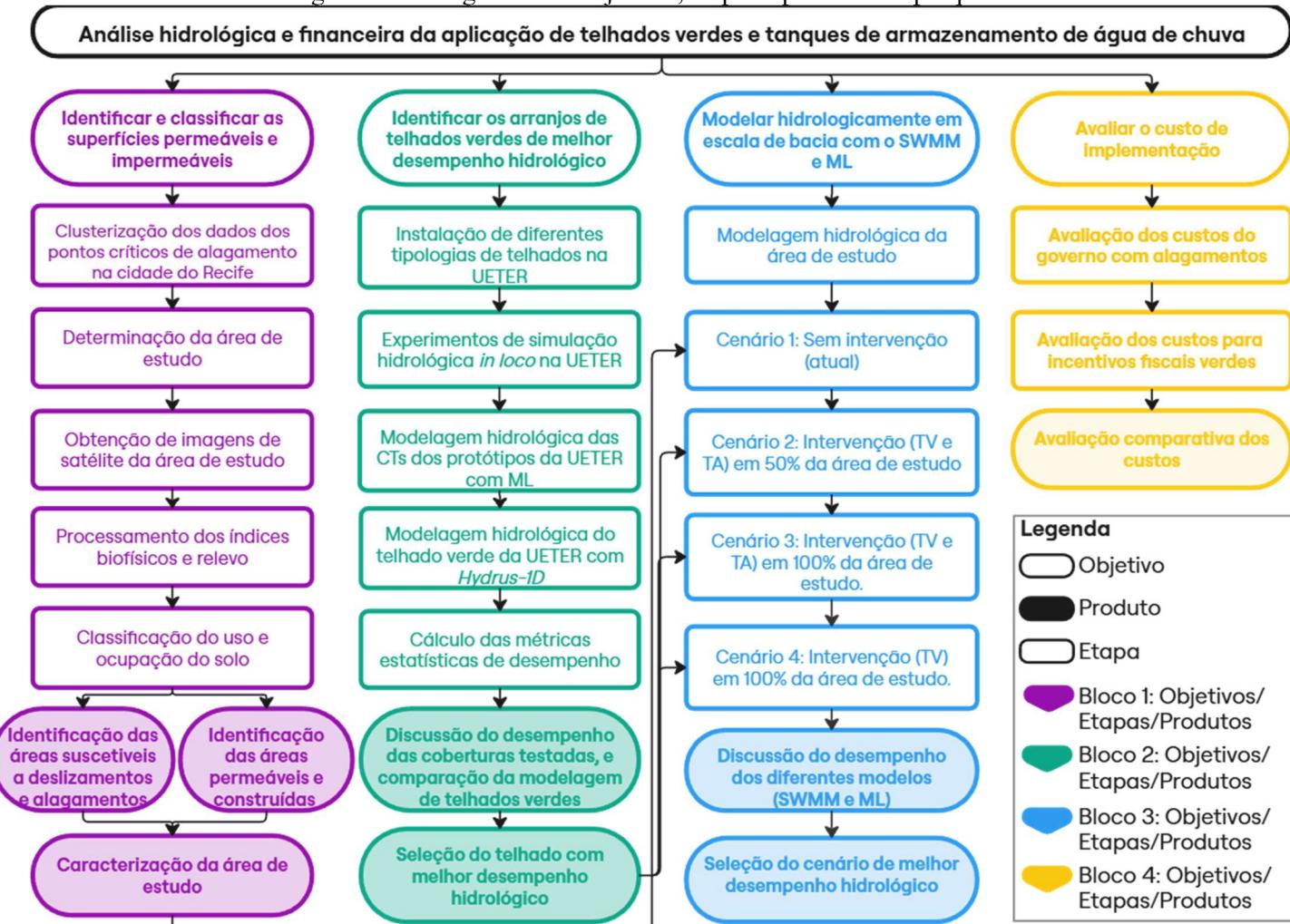
1.2.1 Geral

Avaliar o impacto da implementação de técnicas compensatórias de drenagem (telhados verdes e tanques de armazenamento de água da chuva) em área urbana, utilizando técnicas de Sensoriamento Remoto, e modelagem hidrológica com métodos de aprendizagem de máquina (*Machine Learning*), associados à análise da viabilidade econômica e proposição de instrumentos de incentivo fiscal e/ou monetário que estimulem a adoção dessas técnicas em domicílios urbanos.

1.2.2 Específicos

- Definir e caracterizar a área estudada por meio de técnicas de clusterização (*Machine Learning*) e de sensoriamento remoto;
- Comparar o desempenho dos modelos preditivos de escoamento em telhados verdes, considerando o *Machine Learning*, o Hydrus 1D, e os dados observados;
- Avaliar hidrologicamente em escala de bacia urbana a implementação dos telhados verdes e tanques de armazenamento da água de chuva utilizando softwares de modelagem como o SWMM e *Machine Learning*;
- Avaliar comparativamente o custo governamental devido aos alagamentos na área urbana investigada, e o custo para o fornecimento de incentivo fiscais que visem a implementação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em área urbana.

Figura 1 - Fluxograma dos objetivos, etapas e produtos da pesquisa.



Siglas: ML - Machine Learning; UETER - Unidade Experimental de Telhados Ecológico do Recife; SWMM - *Storm Water Management Model*; TV - Telhado verde; TA - Tanque de armazenamento de água de chuva; CT - Célula - teste.

Fonte: A Autora (2026).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Neste capítulo serão abordados tópicos sobre definições drenagem urbana e técnicas compensatórias, destacando-se os tanques de armazenamento de água da chuva e os telhados verdes, os benefícios de sua aplicação relacionados ao desempenho térmico e hidrológico, as legislações e os incentivos existentes no Brasil para sua implementação, a importância da utilização do SR na análise e estudo de áreas urbanizadas e em estudos ambientais, e a aplicação de técnicas de modelagem hidrológica para a implementação das técnicas compensatórias em áreas urbanas.

2.1 Drenagem urbana: clássica x sustentável

De acordo com o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB, 2021), entre os serviços relacionados ao saneamento básico, que possuem como objetivo primário assegurar conforto à população, um dos mais importantes é o escoamento urbano, conforme Rodrigues, Rodrigues, Rodrigues (2022). Esse direito também é assegurado pela Constituição Federal (Brasil, 1988), garantindo aos brasileiros saneamento básico, e serviços de escoamento urbano, visto que tais serviços são imprescindíveis para o cumprimento do direito à saúde. A ineficácia desses serviços pode acarretar no aumento da difusão e proliferação de doenças de veiculação hídrica. Sobre isso, a drenagem urbana é fundamental para prevenir inundações, especialmente em áreas vulneráveis e próximas a corpos d'água.

A gestão do escoamento urbano visa minimizar os impactos das chuvas sobre o ambiente e a sociedade, controlando o escoamento no tempo e no espaço, como discutido por Tucci (1997). No entanto, o crescimento urbano, com a substituição de áreas vegetadas por superfícies impermeáveis, altera o fluxo natural das águas, resultando em problemas hidrológicos e no aumento de enchentes, segundo Caldeira e Lima (2020). Para mitigar esses problemas, são aplicadas técnicas de manejo sustentável da água da chuva, que buscam reduzir a velocidade e o volume do escoamento superficial. Essas práticas, chamadas de técnicas de drenagem compensatória, promovem a manutenção ou a compensação de áreas verdes e permeáveis, favorecendo o escoamento natural e reduzindo o impacto das chuvas nas áreas urbanizadas (Gonçalves, Baptista e Ribeiro, 2016).

Diferentemente da drenagem urbana clássica, onde a gestão das águas visa apenas as situações de cheia, o que demanda elevados custos com canalização e alterações no curso natural dos rios, a drenagem compensatória destina-se à diminuição dos impactos da urbanização através do aumento das taxas de infiltração da água da chuva no solo e da

desaceleração do escoamento superficial das águas, resgatando o hidrograma das condições de pré-urbanização, conforme afirma Tucci (1999).

As Técnicas Compensatórias (TCs) ou as *Best Management Practices* (BMPs) foram desenvolvidas nos anos 70, na América do Norte, e visam controlar a quantidade de água escoada superficialmente para as galerias e rios, seja pela infiltração ou detenção, seja pela diminuição da velocidade de escoamento e do aumento da taxa de evapotranspiração, possibilitando a proteção da qualidade da água e a implantação de paisagens ambientalmente agradáveis, conforme Gonçalves, Baptista e Ribeiro (2016). A evolução das técnicas compensatórias visou a aplicação do conceito do Desenvolvimento de Baixo Impacto – *Low Impact Development* (LID). Nunes, Fonseca e Silva (2017), afirmam que as práticas LID são definidas como medidas de controle localizadas e de pequena escala, tendo como objetivo reproduzir as características naturais de uma região por meio de processos de infiltração, evaporação e filtração. Existem vários tipos de técnicas compensatórias para controle de escoamento, segundo Siviero *et al.* (2020), podem ser classificadas com relação à sua posição de implementação em técnicas de controle de fonte, técnicas lineares, e técnicas de controle centralizado. Na Tabela 1 estão apresentadas as principais características de cada tipo de técnica compensatória.

Tabela 1 – Tipos de técnicas compensatórias de drenagem urbana.

Tipos	Características	Exemplos	Fonte
Para controle centralizado	Apresentam extensas áreas de drenagem, podem apresentar diversas formas construtivas, sendo projetadas em grandes escalas	Bacias de infiltração, detenção e retenção.	Peroni e Teixeira (2016)
Lineares	Aplicadas linearmente ao longo de sistemas viários, podendo possuir áreas de drenagem grandes, ou pequenas.	Jardins de chuva, trincheiras de infiltração, valas vegetadas, pavimentos permeáveis.	Antonino, Póvoas e Moura (2024)
De controle na fonte	Dispositivos compensatórios implantados na drenagem proveniente de um lote, condomínio ou empreendimento individualizado. Apresentam maior versatilidade de implantação, e menores custos.	Poços de infiltração, tanques de armazenamento de água da chuva, e telhados verdes.	Siviero <i>et al.</i> (2020) Cruz e Rios (2022)

Fonte: A Autora (2026).

2.2 Tanques de armazenamento de água de chuva

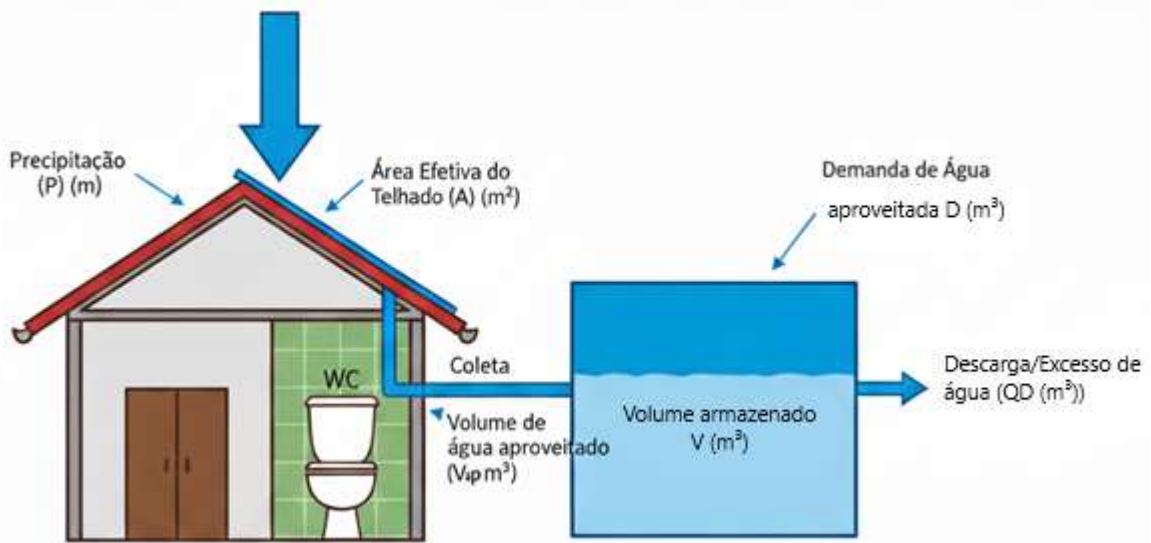
De acordo com Jamali, Bach e Deletic (2019), os tanques de armazenamento de água de chuva configuram-se como uma das principais medidas compensatórias voltadas ao manejo sustentável das águas pluviais, sendo amplamente reconhecidos por sua eficácia na mitigação

de inundações urbanas e na conservação de recursos hídricos. Em áreas urbanas densamente impermeabilizadas, a captação e o armazenamento temporário da precipitação reduzem o escoamento superficial e os picos de vazão, contribuindo significativamente para a diminuição da sobrecarga dos sistemas convencionais de drenagem. Conforme Matteo *et al.* (2019), esses sistemas possibilitam uma gestão mais eficiente dos volumes precipitados, reduzindo a ocorrência de alagamentos e promovendo maior resiliência hidrológica em áreas críticas.

Segundo Deitch e Freier (2019), a implantação de Sistemas de Captação de Água de Chuva (SCAC) possibilita não apenas a atenuação dos picos de escoamento, mas também a conservação de água potável, ao viabilizar o reuso da água armazenada para fins não potáveis, como irrigação, lavagem de pisos e descarga sanitária. Essa abordagem favorece uma dupla função: de um lado, a mitigação do risco de inundações e, de outro, a redução da demanda sobre os mananciais urbanos e os sistemas de abastecimento público, conforme indicam os estudos de Quinn, Rougé e Stovin (2021) e Teston *et al.* (2018). Tais benefícios tornam os tanques de armazenamento de águas pluviais uma solução sustentável e economicamente viável, especialmente em regiões de alta densidade populacional, onde a ampliação da infraestrutura de drenagem se torna financeiramente onerosa e tecnicamente limitada.

A Figura 2 apresenta de forma esquemática o funcionamento de um sistema de captação e armazenamento de água de chuva, destacando os principais componentes e variáveis envolvidas no processo: P = precipitação; A = área efetiva do telhado sobre a qual incide a precipitação e onde é coletada para ser conduzida por calhas e condutores até o tanque de armazenamento; V = volume armazenado no reservatório e que corresponde à quantidade de água disponível com a coleta; D = parte da água armazenada no reservatório que pode ser utilizada para atender à demanda de água a ser aproveitada (destinada a usos não potáveis, como a descarga de vasos sanitários, irrigação de jardins e limpeza de ambientes); V_p = volume de água aproveitado, que corresponde à parcela efetivamente utilizada do total armazenado; QD = excesso de água, que é descarregado quando o tanque atinge sua capacidade máxima, evitando transbordamentos.

Figura 2 – Esquema de funcionamento de um sistema de captação e armazenamento de água de chuva.



Fonte: Adaptado de Campisano e Modica (2020).

O esquema apresentado na Figura 2 evidencia a lógica de operação dos tanques de armazenamento no contexto das edificações, integrando o ciclo de captação, uso e descarte controlado da água de chuva. Tal esquema ilustra, de maneira didática, a relação entre os elementos físicos e hidrológicos que compõem o sistema, reforçando a importância do dimensionamento adequado para garantir o equilíbrio entre oferta e demanda, bem como a eficiência do sistema na mitigação do escoamento superficial e do aproveitamento racional dos recursos hídricos.

Do ponto de vista técnico, Campisano e Modica (2020) afirmam que o dimensionamento dos tanques de armazenamento deve considerar variáveis como intensidade e duração da precipitação, área de captação, demanda hídrica do usuário, tempo de retorno de projeto e volume de descarte necessário para evitar transbordamentos. Os autores ressaltam que métodos baseados em simulações hidrológicas contínuas são amplamente recomendados por permitirem a avaliação do desempenho do sistema em relação às séries históricas de precipitação, estimando a confiabilidade e a eficiência volumétrica do reservatório. Entre os modelos utilizados, destacam-se o *Storm Water Management Model* (SWMM) e o *Personal Computer Storm Water Management Model* (PCSWMM), que, segundo Costa, Tsuji e Koide (2021), integram análises hidrodinâmicas detalhadas e permitem simulações de cenários de mitigação de picos de fluxo em contextos urbanos brasileiros.

De acordo com Tominaga *et al.* (2019), modelos empíricos e semi-empíricos também têm sido aplicados com sucesso, sobretudo em contextos de menor disponibilidade de dados. Os autores destacam que, no Brasil, é comum a adoção de métodos simplificados baseados na

equação de Azevedo Netto e em adaptações do método do balanço hídrico, que permitem estimar o volume de reservação necessário para atender uma determinada fração da demanda não potável, considerando índices de confiabilidade entre 70% e 95%. Para esses autores, a integração de critérios hidrológicos, econômicos e operacionais é essencial para garantir a eficiência do sistema, evitando tanto o subdimensionamento, que compromete o controle de vazões, quanto o superdimensionamento, que pode gerar custos desnecessários.

O Quadro 1 apresenta uma síntese de alguns estudos nacionais e internacionais que modelaram tanques de armazenamento de águas pluviais, destacando os *softwares*, métodos e dimensões adotadas em diferentes contextos urbanos. Observa-se que o SWMM e suas variações configuram-se como as ferramentas mais recorrentes na literatura, por possibilitarem simulações hidrológicas contínuas e análises detalhadas do comportamento dos reservatórios frente a eventos críticos de precipitação.

Quadro 1 – Estudos sobre modelagem com tanques de armazenamento de águas pluviais.

Fonte	Local de Estudo	Software / Modelo Utilizado	Tipo e Capacidade do Tanque	Principais Resultados
Jamali, Bach e Deletic (2019)	Melbourne, Austrália	SWMM acoplado ao modelo CA-ffé (2D)	Tanques residenciais distribuídos, volumes de 1 a 10 m ³ .	Redução de até 30% nos danos anuais esperados por inundação; sensibilidade à distribuição temporal da chuva.
Wang <i>et al.</i> (2024)	Pequim, China	SWMM 5.1	Tanque de detenção residencial (volumes variáveis conforme uso TF-GSI).	Operação multiobjetivo aumentou a eficiência de captação (VCRAR até 91,2%) e reduziu o pico de cheia.
Xu <i>et al.</i> (2022)	Quebec, Canadá	SWMM acoplado a modelo RTC (em R)	Tanques de controle em tempo real, volumes 2 a 20 m ³ .	Resultados com RTC mais eficaz na redução dos volumes de inundação e picos de vazão, que aumento do volume estático.
Teston <i>et al.</i> (2018)	Curitiba, Brasil	Método empírico + simulação hidrológica	Tanques de concreto, volumes dimensionados por método prático alemão (≈ 5 e 10 m ³).	Redução de 4,4 a 4,9% no pico de vazão de cheia no condomínio analisado.
Cipolla, Altobelli e Maglionico (2018)	Emilia-Romagna, Itália	SWMM (GST4Water Project)	Tanques otimizados via eficiência hidráulica.	Redução expressiva de extravasamentos e melhoria da eficiência de uso da água.
Palla e Gnecco (2022)	Itália–França	SWMM 5.1.007	Tanques residenciais dimensionados para 40% do volume de escoamento.	Índices de Redução de Pico e Volume $> 0,2$ com fração de armazenamento $\geq 0,4$.

Legenda: SWMM = *Storm Water Management Model* | TF-GSI = *Toilet Flushing and, Green Space Irrigation* | VCRAR = *Volume Capture Ratio of Annual Rainfall* | RTC = *Real-Time Control* | GST4Water = *Green-Smart Technologies for Water*.

Fonte: A Autora (2026).

Os trabalhos de Jamali, Bach e Deletic (2019), Xu *et al.* (2022) e Wang *et al.* (2024), por exemplo, demonstram a capacidade desses modelos em quantificar reduções significativas nos picos de vazão e volumes de inundação, reforçando a importância do uso de modelagem integrada e, em alguns casos, do controle em tempo real. Em contrapartida, estudos realizados em contexto brasileiro, como o de Teston *et al.* (2018), apontam que métodos empíricos e adaptações simplificadas podem alcançar resultados satisfatórios quando calibrados conforme as condições locais de precipitação e drenagem, o que reforça a aplicabilidade dessas soluções em realidades urbanas com restrições técnicas e econômicas. Dessa forma, a análise dos trabalhos evidencia que a modelagem computacional, aliada à contextualização regional e a critérios hidrológicos adequados, constitui uma ferramenta fundamental para o dimensionamento eficiente dos tanques de armazenamento, fornecendo subsídios concretos para avaliar sua efetividade em diferentes escalas e condições urbanas.

Nessa perspectiva, ao se observar experiências práticas conduzidas em diferentes cidades brasileiras, é possível constatar que os resultados obtidos em campo corroboram as simulações hidrológicas discutidas anteriormente, demonstrando que os tanques de armazenamento de águas pluviais efetivamente contribuem para o controle de escoamento e a conservação de recursos hídricos. Os estudos de Mai *et al.* (2025) indicam que, no contexto brasileiro, a adoção de tanques de armazenamento de água de chuva pode reduzir o volume escoado em até 60%, dependendo da intensidade da chuva e do nível de infiltração do solo. Segundo Palla e Gnecco (2022), a instalação de reservatórios residenciais com volumes entre 2 e 5 m³ resultou na redução do pico de vazão em até 40% durante eventos críticos de precipitação. Em São Paulo, conforme Tominaga *et al.* (2019), análises realizadas em edificações públicas e escolares demonstraram reduções médias de 30% no escoamento superficial e economias de 20% a 35% no consumo de água potável, evidenciando a viabilidade técnica e econômica dessa medida.

Apesar dos benefícios, Jamali, Bach e Deletic (2019) destacam que a implementação em larga escala ainda enfrenta algumas limitações, entre elas o custo inicial de instalação, a necessidade de manutenção periódica dos sistemas de filtragem e limpeza dos reservatórios, a limitação de espaço físico em áreas densamente ocupadas e a ausência de padronização normativa. Além disso, segundo os autores, a falta de integração efetiva dessas soluções nas políticas públicas e nos planos diretores municipais dificulta a disseminação de práticas de drenagem sustentável no país, restringindo seu potencial como estratégia estruturante de gestão das águas urbanas.

A integração dos tanques de armazenamento de águas pluviais com outras técnicas compensatórias tem se mostrado uma estratégia eficaz para potencializar a retenção e o controle do escoamento superficial em ambientes urbanos. Segundo Cipolla, Altobelli e Maglionico (2018), a associação entre diferentes soluções baseadas na natureza — como tanques de detenção, pavimentos permeáveis e telhados verdes — promove um desempenho sinérgico, ampliando a capacidade de armazenamento e retardando o escoamento para o sistema público de drenagem. Estudos recentes apontam que a combinação de telhados verdes e reservatórios de armazenamento pode reduzir de forma expressiva os picos de vazão e o volume total escoado, além de melhorar a qualidade da água captada (Palla e Gnecco, 2022). Essa integração, quando planejada em escala de lote ou de bacia urbana, permite que o volume excedente dos telhados seja direcionado aos tanques, aumentando a eficiência hidráulica e o potencial de reaproveitamento da água (Wang *et al.*, 2024). Assim, a adoção conjunta dessas tecnologias configura-se como uma alternativa promissora para o manejo sustentável das águas pluviais, fortalecendo a resiliência urbana frente aos eventos extremos de precipitação.

2.3 Telhados verdes

Os telhados verdes estão entre as técnicas compensatórias mais promissoras para áreas urbanas consolidadas, pois aproveitam o espaço existente nos telhados das edificações sem demandar novas áreas, conforme Cipolla, Maglionico e Stojkov (2016). Eles atuam na absorção da água da chuva, liberando-a lentamente, o que ajuda no controle do escoamento e contribui para o desenvolvimento sustentável, de acordo com Shafique, Kim, Kyung-Ho (2018). Ao contrário de outras técnicas que dependem de características específicas do solo, como condutividade e profundidade do lençol freático, os telhados verdes podem ser aplicados independentemente das condições locais (Ladeira *et al.*, 2017).

Além de seu papel na gestão de águas pluviais, os telhados verdes trazem benefícios adicionais, como a redução da temperatura ambiente, a melhoria da qualidade do ar urbano, a remoção de poluentes das águas, a redução de ruídos e a mitigação das ilhas de calor urbano (Mentens, Raes e Hermy, 2006; Ladeira *et al.*, 2017). Esses benefícios contribuem não apenas para o ambiente, mas também para o valor econômico das edificações onde são implantados.

Historicamente, o conceito de telhado verde remonta à Mesopotâmia, com os zigurates e os Jardins Suspensos da Babilônia, que simbolizam práticas paisagísticas de grande valor estético e cultural (Almeida, Brito e Santos, 2018; Osmundson, 1999). Almeida, Brito e Santos (2018) e Ferraz (2012) destacam o uso da técnica ao longo do tempo, em que se observa no período moderno, que a mesma foi revitalizada na Alemanha nos anos 1960 e chegou ao Brasil

com o Palácio Gustavo Capanema, no Rio de Janeiro, em 1930. Hoje, iniciativas locais e leis incentivam a adoção de telhados verdes em algumas capitais brasileiras, embora ainda seja uma prática pouco difundida no país.

2.3.1 Sistema construtivo

A construção de um telhado verde exige a impermeabilização da laje e a instalação de sistemas de drenagem. Em edificações já construídas sem preparo para suportar uma cobertura vegetal, é necessário avaliar a carga adicional e, possivelmente, reforçar a estrutura (Cascone, 2019). Vijayaraghavan (2016) afirma que, diferentemente dos telhados tradicionais, os telhados verdes são projetados para mitigar os efeitos da urbanização e são compostos por diversas camadas, adaptadas conforme a localização e as necessidades específicas (Figura 3).

Figura 3 - Camadas de composição de um telhado verde.



Fonte: Traduzido de Vijayaraghavan (2016).

A seleção dos componentes que constituem as camadas dos telhados verdes desempenha um papel importante na manutenção dos benefícios e na durabilidade dessas estruturas. De maneira geral, os telhados verdes são compostos por cinco camadas (vegetação, substrato, filtro, drenagem e impermeabilização) e devem ser colocados sobre uma camada estrutural, que consiste na laje que sustenta as demais camadas descritas).

O substrato é a camada de solo ou preparado orgânico de cultivo das plantas, que funciona como o meio de crescimento da vegetação; sua espessura e composição devem ser adequadas às espécies selecionadas, afetando diretamente o crescimento das mesmas e, consequentemente, sua funcionalidade como telhado verde (Vijayaraghavan, 2016). A

vegetação, por sua vez, é a camada superior (topo) do sistema, formada pelas plantas que promovem a melhoria da qualidade do ar e o amortecimento da temperatura transferida para a edificação (Vijayaraghavan e Joshi, 2014; Speak et al., 2012).

As demais camadas são responsáveis pela sanidade da estrutura que suporta o conjunto vivo (substrato + vegetação) e cada uma delas possui uma funcionalidade específica. De forma geral, as camadas impermeabilizante, antiraiz e drenante são responsáveis, respectivamente, por: isolamento da estrutura, protegendo a mesma contra infiltrações; impedimento do crescimento das raízes, preservando a impermeabilização contra danos mecânicos; e armazenamento e escoamento do excesso de água, sendo composta por materiais como manta geotêxtil, argila expandida ou brita. A camada filtrante, segundo Vijayaraghavan (2016), separa o substrato da drenagem, evitando que partículas sólidas, como detritos vegetais e finos do solo, obstruam a camada de drenagem.

2.3.2 Classificação dos telhados verdes

De forma geral, considerando a descrição das camadas que compõem um telhado verde qualquer, o planejamento do mesmo envolve a análise de fatores como capacidade de carga da estrutura, escolha da vegetação e substrato, conhecimento sobre a necessidade de manutenção e orçamento disponível. Esses elementos são essenciais para garantir que o projeto seja viável e eficiente a longo prazo. É importante se considerar ainda que, em construções já existentes, é necessário selecionar um tipo de telhado verde cuja carga total seja adequada à estrutura da edificação.

De acordo com o tipo de uso, fatores de construção e requisitos de manutenção, os telhados verdes são classificados em três categorias: extensivos, semi-intensivos e intensivos. Os telhados verdes extensivos utilizam vegetação leve e resistente, sendo ideais para controle de escoamento e redução de ilhas de calor, alguns autores o descrevem com uma profundidade de até 15 cm (Snodgrass e McIntyre, 2010; Baldessar, 2012), mas também estão associados àqueles com 6 a 20 cm de espessura (Raji, Tempierik e van den Dobbelenstein, 2015). No que se refere aos telhados verdes intensivos, de acordo com Weiler e Scholz-Barth (2009), esses são amplamente utilizados para os sistemas que têm uma maior camada de solo/substrato, que permite maior diversidade, em tamanho e tipo, de vegetação e, neste caso, segundo Banting *et al.* (2005 *apud* Li e Yeung, 2014), são plantas que requerem mais que 15 cm de solo. Raji, Tempierik e van den Dobbelenstein (2015) descrevem tais telhados com de espessura de substrato variando de 20 a 100 cm. Os semi-intensivos, por sua vez, são combinações dos dois tipos,

extensivos e intensivos, em que plantas de tamanho intermediários podem ser incorporadas na cobertura vegetal (Raji, Tempierik e van den Dobbelen, 2015), sendo que o tipo extensivo deve representar 25% ou menos da área total do telhado verde. A Tabela 2, demonstra as diferenças entre as classificações dos telhados verdes.

Tabela 2 - Classificação dos telhados verdes.

Parâmetros	Tipos		
	Extensivo	Semi-Intensivo	Intensivo
Manutenção	Pouca ou nenhuma	Constantemente	Alto
Irrigação	Nenhuma	Periódica	Regular
Retenção de águas pluviais	Baixo	Médio	Alto
Diversidade de plantas	Baixo	Médio	Alto
Comunidades de plantas	Pequeno porte.	Gramíneas e arbustos	Maior porte.
Altura das plantas	5 – 30 cm	30 – 60 cm	30 – 90 cm ou mais
Profundidade do substrato	4 - 20 cm ou 10 - 15 cm	10 – 50 cm	≥ 10 – 200 cm
Peso saturado do solo	48,8 a 170 kg/m ²	170 a 244 kg/m ²	244 a 1467 kg/m ²
Custo	Baixo	Médio	Alto
Inclinação do telhado	Até 30º	Pequenas inclinações ou plano.	
Uso/finalidade	Proteção ecológica	Apenas telhado verde	Lazer/passeio

Fonte: Adaptado de Dimitrijević *et al.* (2016); Leonardo (2021).

2.3.3 Benefícios dos telhados verdes

De forma geral a implementação de telhados verdes em edificações oferece uma variedade de benefícios, incluindo melhorias estéticas, acústicas, térmicas, hídricas e na qualidade do ar. De acordo com Snodgrass e McIntyre (2010), um telhado verde pode ser projetado para maximizar um tipo de benefício com ganho de custo ou constituir um projeto menos complexo e caro que a alternativa tradicional. Rocha (2020) destaca o papel dos telhados verdes na significativa mudança de paradigmas no setor da construção civil voltada à sustentabilidade. Essa tecnologia sustentável não apenas melhora a umidificação do ar e suaviza ambientes termicamente aquecidos, mas também reduz a dispersão de poluentes, diminui o uso de recursos não renováveis e o consumo de energia elétrica (Sousa *et al.*, 2021). Além disso, os telhados verdes ajudam a criar temperaturas internas mais agradáveis, aumentam a umidade do ambiente e reduzem a poeira, contribuindo para a sustentabilidade urbana por meio do armazenamento e evaporação da água.

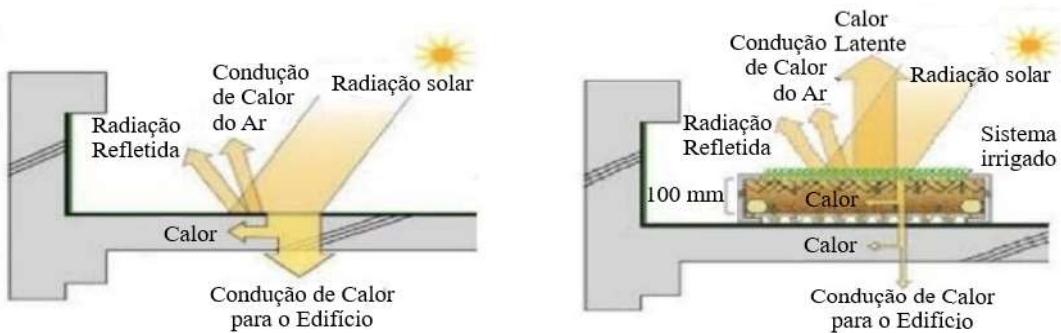
2.3.3.1 Desempenho térmico de telhados verdes

Os telhados verdes proporcionam maior estabilidade térmica em ambientes internos e externos, devido à sua capacidade de dissipar o calor por meio de processos como

evapotranspiração e fotossíntese. A presença de vegetação e substrato absorve e retarda a transferência de calor, reduzindo o fluxo para o interior dos edifícios e atenuando a variação diária de temperatura. Estudos, como os de Parizotto e Lamberts (2011) e Besir e Cuce (2018), demonstram que, em comparação aos telhados convencionais, os telhados verdes são mais eficientes em manter temperaturas mais baixas no interior das edificações.

Na Figura 4 pode-se observar a comparação da distribuição de calor de um telhado verde com um telhado convencional, é possível evidenciar as trocas de radiação, representadas pelas setas, que refletem os diferentes quantitativos de calor e radiação envolvidos em cada caso.

Figura 4 - Radiação solar incidente nos telhados e mecanismos de calor.

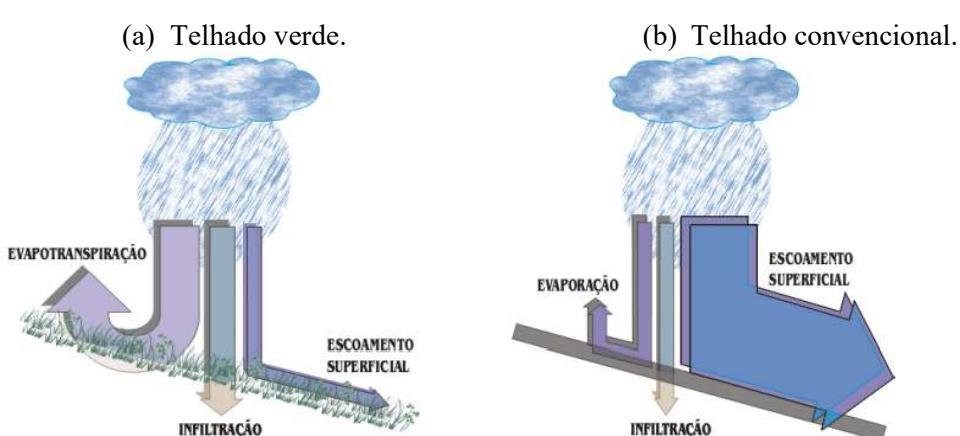


Fonte: Adaptado de Leonardo (2021).

2.3.4 Desempenho hidrológico de telhados verdes

Além dos benefícios térmicos, os telhados verdes possuem um alto potencial de retenção hídrica, o que pode levar à redução do escoamento superficial e ao surgimento de infiltração e evapotranspiração, aspectos que não são observados em telhados convencionais, conforme representado na Figura 5.

Figura 5 - Retenção hídrica em telhado verde e convencional.



Fonte: Adaptado de Ohnuma Júnior (2008).

Telhados verdes e ecológicos funcionam como técnicas compensatórias no manejo das águas pluviais, promovendo controle da qualidade e quantidade da água da chuva. Com substratos e vegetação, eles absorvem, retêm e tratam a água, reduzindo o escoamento superficial em comparação aos telhados convencionais, o que ajuda a mitigar enchentes. Estudos mostram que essa retenção pode variar entre 15% e 30%, dependendo de fatores como a profundidade do substrato, inclinação e tipo de vegetação (Macedo, 2022; Santos *et al.*, 2013).

A eficácia dos telhados verdes na gestão de águas pluviais depende de características estruturais e ambientais, como espessura do substrato e inclinação do telhado, sendo mais eficientes os telhados com maior espessura e menor inclinação (Mentens, Raes e Hermy, 2005). Além disso, a combinação de telhados verdes com outras soluções sustentáveis, como pavimentos permeáveis, potencializa a gestão urbana da água e ajuda na mitigação de inundações, conforme evidenciado por Morais *et al.* (2021).

2.4 Experiências e políticas públicas exitosas em incentivos à utilização das técnicas compensatórias.

Os telhados verdes e os tanques de armazenamento de água de chuva podem ser aplicados como ferramentas de gestão ambiental das cidades. Valle (1995) define a gestão ambiental como um conjunto de medidas e procedimentos bem definidos e adequadamente aplicados que visam a reduzir e controlar os impactos introduzidos por um empreendimento sobre o meio ambiente. Entretanto para a adequada aplicação da técnica como ferramenta de gestão, torna-se necessário a aplicação de normatizações e regulamentações que abordem o emprego da tecnologia.

2.4.1 Experiências internacionais

O apoio à implementação de técnicas compensatórias, como os telhados verdes e os tanques de armazenamento de água de chuva por meio de políticas públicas, é eficaz para promover a preservação ambiental e influenciar o comportamento social por meio de incentivos, como subsídios e redução de taxas, de acordo com Amado (2011). Exemplos de políticas indutoras incluem o *Green Roofs and Walls Policy Implementation Plan* de Sidney, que prevê subsídios diretos, incentivos fiscais e suporte técnico para estimular a instalação de telhados e paredes verdes, além de iniciativas educativas e prêmios (Sharman, 2014). Esses incentivos facilitam a aplicação da técnica e criam um ambiente mais favorável para o

desenvolvimento sustentável. Na Austrália, a implementação de tanques de armazenamento de água de chuva tem sido incentivada por meio de códigos de construção residencial que efetivamente exigem a instalação desses sistemas, conforme Sharma e Gardner (2020).

Desde a década de 1960, países como a Alemanha promovem a construção de telhados verdes com políticas ambientais que subsidiaram essa infraestrutura, criando um precedente para outras nações. Áustria, Suíça, Reino Unido e Estados Unidos também adotaram incentivos fiscais e regulamentações para ampliar o uso da técnica, segundo Peck e Callaghan (1999).

A Califórnia (Estados Unidos) se destaca com o projeto do prédio do Facebook, que inclui um extenso telhado verde de 40.000 m², transformado em um espaço de lazer para os funcionários, demonstrando os benefícios não apenas ambientais, mas também de qualidade de vida (Araújo, 2013).

Benfield (2012) afirma que na América do Norte, Toronto foi pioneira ao tornar obrigatória a instalação de telhados verdes em novos empreendimentos, com mais de 113.300 m² planejados. A legislação de Toronto inspirou a projeção de um aumento de 25% na área de telhados verdes na cidade em dez anos, conforme pesquisa da Universidade de Toronto. Essa expansão ilustra o impacto positivo de legislações específicas, mostrando como políticas bem planejadas podem efetivamente promover práticas sustentáveis.

De modo comparativo, observa-se que as experiências internacionais apresentam distintos graus de exigência normativa quanto à adoção dessas técnicas compensatórias. Em Sidney, as ações estão majoritariamente associadas a instrumentos de estímulo, baseados em subsídios diretos, incentivos fiscais, suporte técnico e iniciativas educativas, sem caráter mandatório. Na Austrália, a adoção de tanques de armazenamento de água de chuva assume caráter de obrigatoriedade normativa, uma vez que códigos de construção residencial passam a exigir a instalação desses sistemas. No contexto europeu, países como Alemanha, Áustria, Suíça e Reino Unido combinam mecanismos de incentivo fiscal com regulamentações urbanísticas, predominando políticas indutoras que estimulam a implementação de telhados verdes, ainda que, em alguns casos, existam exigências vinculadas a planos diretores ou legislações locais específicas. Em Toronto, no Canadá, destaca-se a abordagem de obrigatoriedade legal, sendo a instalação de telhados verdes compulsória em novos empreendimentos, o que configura um dos exemplos mais consolidados de regulação direta dessa prática.

2.4.2 Legislações nacionais

O incentivo aos telhados verdes e aos tanques de armazenamento de água de chuva no cenário mundial é reforçado por políticas públicas, normas e legislações, mas no Brasil, essas iniciativas ainda são limitadas. A legislação ambiental brasileira, regida pela Lei Federal nº 6.938/81, estabelece diretrizes para o equilíbrio ecológico e uso sustentável dos recursos naturais (Brasil, 2011). Embora a Política Nacional de Mudanças Climáticas (Lei nº 12.187 (Brasil, 2009) promova adaptações para mitigar os impactos climáticos, apenas alguns estados brasileiros, como São Paulo, Rio de Janeiro e Paraíba, implementaram políticas específicas que incentivam a instalação de telhados verdes (SECTMA, 2010; Vilarim *et al.*, 2020).

No Brasil, algumas cidades e estados estão liderando iniciativas locais para promover telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva. Em São Paulo e no Rio de Janeiro, por exemplo, legislações incentivam o uso dessa técnica, com projetos de lei que oferecem vantagens fiscais para edificações com telhados verdes, enquanto em João Pessoa, há um desconto no IPTU para adoção de práticas sustentáveis, segundo Rangel, Aranha e Silva, (2015). No âmbito municipal, Recife e Guarulhos possuem leis que tornam obrigatória a instalação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em certos tipos de edificações (Recife, 2015). Esses avanços regionais, embora pontuais, representam um início promissor para a expansão da cobertura vegetal em áreas urbanas brasileiras. Apesar de não possuírem legislações que tornem obrigatória a aplicação das tecnologias, outros municípios brasileiros possuem políticas públicas de incentivo a aplicação das técnicas, Tabela 3.

No município do Recife, a Lei Municipal nº 18.112 (Recife, 2015) representa um marco significativo na promoção de práticas sustentáveis em edificações urbanas, ao tornar obrigatória a instalação de telhados verdes e/ou reservatórios de água de chuva em novas construções. A medida, implementada para empreendimentos de impacto com área construída igual ou superior a 500 m², surge como resposta à necessidade de reduzir os efeitos das novas ocupações sobre o sistema de drenagem urbana, que se encontra sobrecarregado pelo intenso processo de impermeabilização da cidade. A legislação estabelece critérios específicos, recomendando os telhados verdes para edificações habitacionais multifamiliares com mais de quatro pavimentos e para edificações não habitacionais com área de cobertura superior a 400 m², além de definir o conceito da técnica (extensiva ou intensiva). No que tange ao manejo hídrico, a norma prevê a obrigatoriedade de implantação de reservatórios de águas pluviais em lotes com área igual ou superior a 500 m² e impermeabilização superior a 25%, distinguindo fundamentalmente entre reservatórios de acumulação, voltados ao reaproveitamento não

potável, e reservatórios de retardo, destinados à retenção temporária e posterior descarga controlada na rede pública (Recife, 2015).

Apesar de prever as duas medidas, o panorama da aplicação da lei, analisado por Silva Junior *et al.* (2022), revela uma disparidade na adesão das técnicas. O estudo aponta que, na prática, o reservatório de retardo é o dispositivo de controle na fonte mais adotado pelos novos empreendimentos, sendo o preferencialmente escolhido pelos construtores. Por outro lado, a adesão ao telhado verde é notavelmente baixa, com o órgão gestor da drenagem urbana, a Autarquia de Manutenção e Limpeza Urbana (Emlurb), tendo recebido poucos projetos contemplando essa medida desde a vigência da lei. Essa baixa aplicação do telhado verde é atribuída a fatores como a ausência de orientações detalhadas para a instalação e os custos mais elevados de implantação e manutenção do sistema. Não obstante, a fiscalização e a aprovação dos projetos, a cargo da Emlurb, permitiram a anuência para a construção de 256 reservatórios até 2021, controlando um volume significativo que seria lançado diretamente no sistema público. Tais iniciativas, concentradas principalmente em bairros de alta renda da cidade, consolidam a legislação como um instrumento essencial de controle hidrológico na fonte, mesmo que a opção técnica penda majoritariamente para o retardo.

Rangel, Aranha e Silva (2015) defendem que uma mudança de paradigma na matriz econômica requer uma transformação cultural nas práticas individuais, apoiada por ações públicas que incentivem o uso de tecnologias ambientais. O governo pode impulsionar essa mudança por meio de legislações que exijam a aplicação dessas técnicas em novas construções e oferecendo incentivos fiscais. Um exemplo disso são os descontos no IPTU para imóveis que adotem tecnologias sustentáveis, promovendo melhorias ambientais e benefícios econômicos para a população.

Tabela 3 - Legislações de incentivo a aplicação de telhados verdes.

Município	Leis e decretos	Descrição
Guarulhos (SP)	Lei nº 6.793/2010	O município de Guarulhos (SP), através da Lei nº 6.793, de 28 de dezembro de 2010 concede desconto de 3% no valor do IPTU anual devido, pelo período de cinco exercício consecutivos, caso o imóvel adote duas medidas sustentáveis previstas na lei, entre elas a instalação de telhados verdes em todas as coberturas disponíveis da construção ou de tanques de armazenamento da água de chuva (Guarulhos, 2010).
Goiânia (GO)	Lei nº 235/2012	A Lei complementar nº 235 de 28 de dezembro de 2012 do município de Goiânia (GO), institui o Programa “IPTU VERDE”. Conforme disposto no Art. 2º, será concedido um desconto de 3% no IPTU para os imóveis que fizerem uso de no mínimo duas boas práticas sustentáveis, entre elas a instalação de telhado verde e tanques de armazenamento da água de chuva (Goiânia, 2012).
Salvador (BA)	Decreto nº 29.100/2017	Em Salvador (BA), o Programa de Certificação Sustentável “IPTU VERDE” regulamentado no Decreto nº 29.100, de 06 de novembro de 2017, concede alguns benefícios aos imóveis que aderirem ao programa, tais como: tramitação prioritária nos processos de licenciamento e desconto de 5 a 10% no valor do IPTU. Um dos critérios pontuados para conseguir a certificação, consiste na adoção de projetos sustentáveis como a implantação de telhado verde em pelo menos 25% da área do teto da edificação (Salvador, 2017).
Santos (SP)	Lei nº 913/2015	Em Santos (SP), a lei complementar nº 913, de 21 de dezembro de 2015, no Município de Santos [SP], incentiva a implantação de coberturas verdes e concede o benefício de 1,5 a 10% de desconto no valor do IPTU aos edifícios com três ou mais pavimentos, podendo variar de três a dez exercícios fiscais (Santos, 2015).
Rio de Janeiro (RJ)	Decreto nº 35.745/2012	No Rio de Janeiro (RJ), o Decreto Municipal nº 35.745, de 06 de junho de 2012, atribui o selo “Qualiverde” aos empreendimentos que fazem uso de práticas sustentáveis destinadas à redução dos impactos ambientais. Como benefício, os imóveis certificados passam a ter prioridade no processo de licenciamento. Uma das práticas sustentáveis que é pontuada para a aquisição do selo “Qualiverde” é a implantação dos telhados verdes no teto do último pavimento da edificação (Rio de Janeiro, 2012).
Canoas (RS)	Lei nº 5.840/2014	A lei municipal de Canoas (RS), Lei nº 5.840, de 27 de maio de 2014, permite a utilização dos telhados verdes como forma de compensar parcialmente a Área Livre Obrigatória (ALO) exigida e que não puder ser executada no lote. Terrenos com até 1.500m ² de área, poderão receber uma compensação de no máximo 50% de sua ALO, conforme disposto nos Art. 1º e 8º, por exemplo. No Art. 10º, a instalação de telhado verde fica obrigatória aos imóveis que tenham causado danos ambientais no processo de construção (Canoas, 2014).

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

Apesar dos avanços normativos observados em diferentes esferas do poder público, a efetiva adoção de telhados verdes e de sistemas de armazenamento de água de chuva ainda enfrenta entraves significativos, especialmente relacionados aos custos de implantação e de manutenção dessas tecnologias. Esses fatores tendem a restringir sua aplicação, sobretudo em empreendimentos de menor porte ou em contextos socioeconômicos mais vulneráveis, nos quais o investimento inicial representa um obstáculo relevante. Nesse sentido, os instrumentos de incentivo fiscal e econômico assumem papel estratégico ao reduzir barreiras financeiras e estimular a adesão voluntária às práticas sustentáveis, funcionando como mecanismos complementares às legislações de caráter obrigatório. A existência desses incentivos revela-se fundamental para ampliar a difusão das técnicas no ambiente urbano brasileiro, contribuindo para a consolidação de uma abordagem integrada entre regulação, estímulo econômico e gestão sustentável das águas pluviais.

2.4.3 Telhados verdes e tanques de armazenamento de água da chuva como instrumentos de regulação do ambiente urbano

Uma potencial ferramenta de lei especial que pode impulsionar a iniciativa de implementação da técnica dentro da propriedade privada é o Plano Diretor Municipal. Com o Art. 40, o Estatuto da Cidade define o Plano Diretor, aprovado por lei municipal, como instrumento básico da política de desenvolvimento e expansão urbana (Paula, Freiria e Canteras, 2022). A Lei Federal nº 12.836 de 2 de julho de 2013 (Brasil, 2013), instrui que a política urbana deve buscar o estímulo à padrões construtivos e aportes tecnológicos que objetivem a redução de impactos ambientais e a economia de recursos naturais.

Dessa maneira, o planejamento urbano deve corrigir as distorções do crescimento urbano e seus efeitos negativos da urbanização promovendo a proteção, preservação e recuperação do meio ambiente natural e construído, e dialogando com todas as Políticas, Programas e Projetos voltados à melhoria da qualidade do meio ambiente. Neste contexto, os telhados verdes e os tanques de armazenamento de água de chuva são a operacionalização dos objetivos, visto que quando inseridos na região urbana influenciam no planejamento urbano e na percepção sensorial da população e da qualidade de vida.

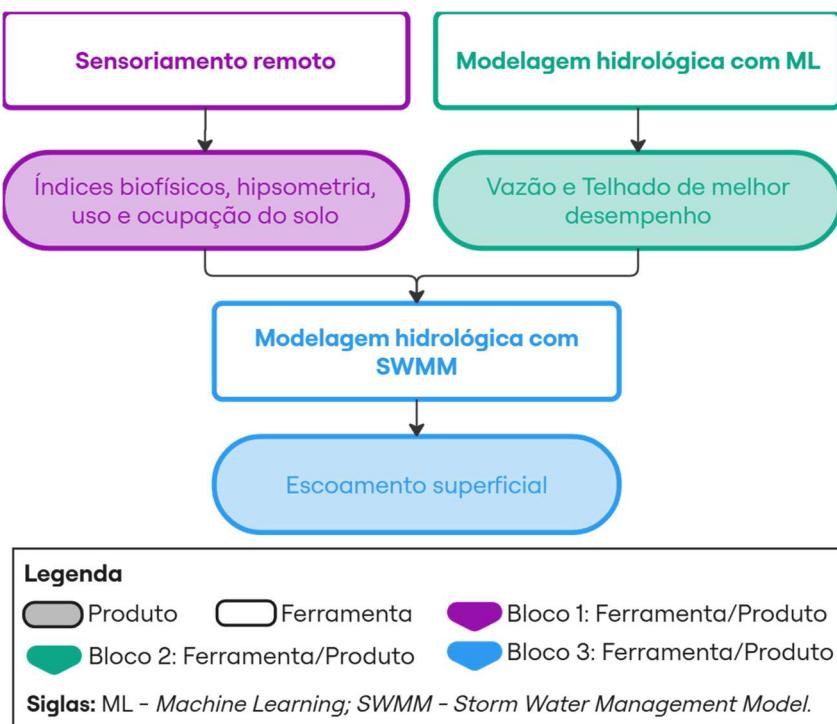
2.5 Ferramentas para o planejamento da drenagem urbana

A avaliação da drenagem urbana em áreas suscetíveis a alagamentos requer a aplicação de ferramentas avançadas que permitam uma análise precisa do comportamento hidrológico e

da eficácia de soluções sustentáveis, como os telhados verdes e os tanques de armazenamento de água da chuva. Nesta pesquisa, foram empregadas técnicas de Sensoriamento Remoto, modelagem hidrológica e aprendizado de máquina para obter dados detalhados e embasar as simulações (Figura 6).

O Sensoriamento Remoto será utilizado para a extração de índices biofísicos e a geração de mapas temáticos, possibilitando a identificação de áreas impermeáveis e permeáveis na região de estudo. O aprendizado de máquina será aplicado para analisar os dados gerados e identificar os telhados verdes de melhor desempenho, otimizando sua seleção com base em critérios hidrológicos. Já a modelagem hidrológica, por meio do SWMM, permitirá a simulação do escoamento superficial nos diferentes cenários, avaliando o impacto da implementação das técnicas compensatórias na redução de alagamentos. A integração dessas ferramentas possibilita uma abordagem mais robusta e precisa para a compreensão dos efeitos da infraestrutura verde na drenagem urbana.

Figura 6 – Ferramentas aplicadas para estudo das técnicas compensatórias de drenagem urbana.



Fonte: A Autora (2026).

2.6 Sensoriamento remoto

Para a aplicação eficaz de telhados verdes, e tanques de armazenamento de água de chuva, visando o aumento do conforto térmico e controle do escoamento urbano, é essencial

avaliar detalhadamente a área escolhida. O uso de técnicas como o Sistema de Informações Geográficas (SIG) facilita a análise do solo, da ocupação e do grau de urbanização. Segundo Alves *et al.* (2021), o SIG permite uma análise ambiental integrada, o que é muito importante para um planejamento sustentável em grandes áreas. Ferramentas como os índices biofísicos obtidos de imagens orbitais ajudam a analisar a cobertura do solo, incluindo o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), o Índice de Construção por Diferença Normalizada (NDBI) e o Built-Up Index. O NDVI, por exemplo, identifica a densidade de vegetação, enquanto o NDBI ajuda a localizar áreas construídas.

O NDVI permite a detecção de mudanças sazonais e interanuais no desenvolvimento e atividades da vegetação, possibilitando o perfil temporal de crescimento e pico de verde. Apresenta uma variação entre -1 e +1, sendo que, em superfícies com vegetação verde, os valores variam de 0 a 1 e, na água ou nuvens, os valores predominam menores que zero, sendo calculado pela Equação 1 conforme proposto por Rouse *et al.* (1973).

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{\text{IVp}} - \rho_V}{\rho_{\text{IVp}} + \rho_V} \quad (1)$$

Em que: ρ_{IVp} é a reflectância da banda do infravermelho próximo; e ρ_V é a reflectância da banda do vermelho.

O NDBI foi desenvolvido para identificar áreas urbanas e construídas (França, Tavares Júnior e Moreira Filho, 2012), baseado no incremento da resposta espectral das áreas construídas entre as bandas do infravermelho médio e infravermelho próximo, onde são obtidos valores entre -1 e 1, sendo que os valores positivos correspondem a áreas construídas, sendo calculado pela Equação 2, conforme Zha, Gao e Ni (2003).

$$\text{NDBI} = \frac{\rho_{\text{IVm}} - \rho_{\text{IVp}}}{\rho_{\text{IVm}} + \rho_{\text{IVp}}} \quad (2)$$

Em que: ρ_{IVm} é a reflectância da banda do infravermelho médio; e ρ_{IVp} é a reflectância da banda do infravermelho próximo.

Hazlehurst *et al.* (2024) utilizaram o NDVI para mapear vegetação ao redor de áreas residenciais, destacando a sua eficácia na detecção de cobertura verde. Para caracterizar superfícies impermeáveis, o Built-Up Index é mais preciso, diferenciando áreas construídas de não construídas. Esse índice, desenvolvido para reduzir ruídos que afetam o NDBI, aprimora a identificação de áreas impermeabilizadas e vegetadas, contribuindo para o planejamento de telhados verdes em ambientes urbanos (He *et al.*, 2010).

Xu (2008) afirma que é possível que o NDBI se misture com ruídos nas imagens de outras classes de uso, como solo exposto, porque os valores de refletância são próximos aos

valores das áreas urbanas. Dessa forma, He *et al.* (2010) propuseram um índice que possibilita aperfeiçoar a separação de áreas construídas (superfícies impermeáveis) e de áreas não construídas (superfícies permeáveis), denominado *Built-Up Inde* (Equação 3).

$$\text{Built-Up} = \text{NDBI} - \text{NDVI} \quad (3)$$

Juntos, esses índices são fundamentais para uma análise detalhada do espaço urbano e para promover a sustentabilidade em áreas densamente povoadas.

2.7 Clusterização

No que tange a caracterização de regiões, uma técnica de ML aplicada é a clusterização ou agrupamento. A análise de agrupamento consiste em técnicas computacionais que permitem a separação de objetos em grupos. Trata-se de um procedimento de Estatística Multivariada que objetiva partitionar os elementos em dois ou mais clusters considerando a similaridade deles de acordo com critérios pré-estabelecidos.

Conforme, Ahmed, Seraj e Islã (2020), o algoritmo de agrupamento *k-means* é considerado um dos algoritmos de mineração de dados mais poderosos e populares na comunidade de pesquisa. O agrupamento *k-means* tem sido amplamente estudado com várias extensões na literatura e aplicado em uma variedade de áreas substantivas (Ikotun *et al.*, 2022).

2.8 Linguagens de programação utilizadas

A aplicação de linguagem de programação possibilita a otimização de processos e análises, podendo ser utilizadas em diversas plataformas, para diferentes finalidades. Nesta pesquisa foram utilizadas duas diferentes linguagens de programação: *JavaScript* e *Python*.

A Linguagem *JavaScript* foi utilizada para a criação de scripts de obtenção, tratamento e processamento de imagens orbitais para o cálculo dos índices biofísicos, sendo amplamente utilizada em conjunto com as técnicas de sensoriamento remoto. Conforme Vilela *et al.* (2023), o *JavaScript* tornou-se uma linguagem versátil e amplamente utilizada no desenvolvimento *web* e no processamento otimizado das técnicas de sensoriamento remoto. A programação com essa linguagem para processamento de índices biofísicos foi aplicada por diversos pesquisadores, como Yu *et al.* (2023), os autores ressaltaram que aplicação da programação otimizou o processamento dos parâmetros biofísicos, gerando os dados com maior eficiência e rapidez.

Outra linguagem de programação que tem ganhado notoriedade pela variabilidade de aplicações é o *Python*. O *Python* tem uma sintaxe clara e concisa que favorece a legibilidade do código-fonte, tornando a linguagem mais produtiva (Borges, 2014). A linguagem inclui

diversas estruturas de alto nível e uma vasta coleção de módulos prontos para uso, além de frameworks, trata-se de uma linguagem de código aberto que possuindo a possibilidade de integração com outras linguagens, conforme Borges (2014).

2.9 Modelagem hidrológica

A prática dos telhados verdes e o uso de tanques de água de chuva têm ganhado destaque globalmente como Soluções de Baixo Impacto (*Low Impact Development - LID*) para problemas de drenagem e eficiência energética. Essas técnicas reduzem o escoamento superficial e ajudam no gerenciamento das águas pluviais, redirecionando a água captada para reservatórios. Segundo o Ballard (2015), os LIDs fortalecem a resiliência urbana frente a enchentes e mudanças climáticas, sendo uma alternativa sustentável aos sistemas tradicionais de drenagem. A modelagem hidrológica em escala de bacia urbana, com *softwares* como o SWMM, tem sido fundamental para avaliar e aprimorar o desempenho desses sistemas.

2.9.1 *Storm Water Management Model - SWMM*

O SWMM é um modelo dinâmico de simulação de chuva e vazão de código aberto amplamente utilizado para prever o escoamento em bacias urbanas e avaliar o comportamento de águas residuais e pluviais. Esse software é especialmente popular em estudos de drenagem urbana devido ao seu LID, que permite resultados rápidos e detalhados sobre o desempenho de telhados verdes, como mencionado por Cipolla, Maglionico e Stojkov (2016). O módulo LID do SWMM usa camadas de superfície e solo semelhantes às de biorretenção, incluindo uma esteira de drenagem que facilita o armazenamento temporário e a gestão do escoamento com base na equação de Manning (Rossman e Simon, 2022).

Estudos realizados por pesquisadores como Palla e Gnecco (2022) e Johannessen *et al.* (2019) aplicaram o módulo LID do SWMM com chuvas reais e sintéticas, concluindo que o software representa bem o processo de geração de escoamento, especialmente em eventos de chuva intensa. A evapotranspiração pode ser modelada de diversas formas, desde o uso de valores constantes até cálculos mensais com o método de Hargreaves. Esses estudos destacam a eficácia do SWMM na simulação precisa e preditiva do escoamento em telhados verdes, evidenciando o valor dessa tecnologia para aprimorar práticas de gestão ambiental urbana (Tabela 4).

Entretanto, a aplicabilidade do SWMM em simulações detalhadas de telhado verde é limitada, conforme Burszta-Adamiak e Mrowiec (2013) e Baek *et al.* (2020), pois o modelo

consiste em muitos parâmetros para uma determinada camada de telhados verdes, alterando a precisão e eficiência dos resultados processados.

Tabela 4 - Estudos envolvendo modelagem hidrológica de telhados verdes aplicando SWMM.

Referência	Principais resultados
Cipolla, Maglionico e Stojkov (2016)	Modelou o desempenho de longo prazo de um telhado verde em escala real usando o SWMM, os resultados demonstraram uma boa comparação entre o escoamento monitorado e os resultados da simulação do SWMM.
Peng e Stovin (2017)	O módulo de telhado verde SWMM pode simular o escoamento do telhado verde extensivo corretamente anualmente e por evento após a calibração. No entanto, algumas limitações foram destacadas, que são parcialmente atribuíveis à estrutura do modelo.
Johannessen <i>et al.</i> (2019)	Os modelos de telhado verde SWMM calibrados mostraram resultados promissores ao simular o escoamento do telhado verde.
Hamouz e Muthanna (2019)	Após a calibração, o modelo SWMM simulou o escoamento com uma eficiência do modelo Nash-Sutcliffe (NSME) de 0,94 (telhado verde) e 0,78 (telhado cinza) e um erro de volume de 3% para o telhado verde e 10% para o telhado cinza.
Xie e Liu (2020)	Os resultados destacaram que o modelo sugerido tem boa capacidades de simular o hidrograma de águas pluviais escoamento de telhados verdes
Haowen <i>et al.</i> (2020)	O modelo apresentou eficiência na simulação do escoamento dos telhados verdes.
Baek <i>et al.</i> (2020)	O SWMM-H pode ser uma ferramenta útil para entender com precisão os processos hidrológicos em telhados verdes.
Arjenaki <i>et al.</i> (2021)	Usando o modelo hidráulico-hidrológico SWMM, a rede de coleta de escoamento superficial da cidade de Shahrekord foi simulada em períodos de retorno de 2, 5 e 10 anos. A calibração do modelo foi realizada em dois eventos de chuva. Os resultados apresentaram boa precisão de simulação
Câmara <i>et al.</i> (2024)	Foi realizada a simulação da implementação de técnicas de Desenvolvimento de Baixo Impacto (LID), com ênfase em telhados verdes, em uma bacia urbana no Recife, utilizando o modelo SWMM para avaliar o impacto no escoamento superficial. Os resultados mostraram que a adoção de telhados verdes e outras medidas LID reduziu significativamente o volume de escoamento, com diminuição de até 25% nos picos de vazão.

Fonte: A Autora (2026).

2.9.2 Machine Learning (ML)

As técnicas de aprendizagem de máquina (*Machine Learning* – ML) têm sido amplamente aplicadas para a modelagem hidrológica em escala de bacia urbana e escala localizada. ML tem tido abordagens baseadas em dados populares para estudos hidrológicos durante as últimas décadas devido à sua capacidade de identificar relações não lineares complexas entre dados de entrada e saída sem a necessidade de compreensão física do sistema (Yilmaz e Muttill, 2014).

A previsão de vazão em um sistema hídrico não é apenas uma das técnicas utilizadas para minimizar o impacto das incertezas do clima sobre o gerenciamento dos recursos hídricos, mas também, um dos principais desafios relacionados ao conhecimento integrado da

climatologia e da hidrologia de uma bacia hidrográfica (Sousa e Sousa, 2010). Os autores afirmaram que a utilização de ML aplicado a modelagem produziu melhores resultados, potencializando a eficiência da simulação gerada.

Estudos anteriores relataram melhores desempenhos de modelos de ML em comparação com modelos hidrológicos convencionais na previsão de escoamento (Solomatine e Dulal, 2003; Yilmaz e Muttgil, 2014; Young, Liu e Wu, 2017), simulação de escoamento (Javan, Lialestani e Nejadhossein, 2015; Kratzert *et al.*, 2018), e para construir relações entre o nível de água e descarga (Bhattacharya e Solomatine, 2005).

A aplicação da programação eletrônica com métodos de aprendizagem de máquina vem sendo amplamente difundida mundialmente, potencializando e otimizando os serviços de análise de dados. Possibilitando a realização de simulações em menor tempo, com maior precisão e eficácia, gerando inovação em diversas áreas, e destacando-se no âmbito da modelagem hidrológica. Conforme Kratzert *et al.* (2018), a aplicação de métodos de aprendizado de máquina possibilita a modelagem hidrológica com maior precisão que os métodos convencionais.

A modelagem de telhados verdes utilizando métodos de aprendizagem de máquina é recente, e vem demonstrando resultados promissores, como os evidenciados por Abdala *et al.* (2021), ao modelar 16 telhados verdes utilizando ML, os autores ressaltaram a precisão na retenção hídrica das estruturas obtida a partir da modelagem, comparada a aplicação dos métodos convencionais.

A aplicação das técnicas de ML tem notoriedade, também, para classificação e agrupamento de dados por meio da clusterização. A análise de agrupamento consiste em técnicas computacionais que permitem a separação de objetos em grupos. De acordo com Papenbrock (2011), normalmente são baseados em uma função de dissimilaridade que recebe dois objetos retornando a distância entre eles. Após a implementação de uma métrica de qualidade, os grupos devem apresentar uma alta homogeneidade interna e heterogeneidade externa, ou seja, os elementos de um conjunto devem ser mutuamente similares e diferentes dos elementos de outros conjuntos (Linden, 2009; Santos *et al.*, 2021).

A utilização das técnicas de clusterização, ao agrupar dados similares, pode-se descrever de forma mais eficiente e eficaz as características peculiares de cada um dos grupos identificados. Isso fornece um maior entendimento do conjunto de dados original, além de possibilitar o desenvolvimento de esquemas de classificação para novos dados e descobrir correlações interessantes entre os atributos dos dados que não seriam facilmente visualizados sem o emprego de tais técnicas. Alternativamente, a clusterização pode ser usada como uma

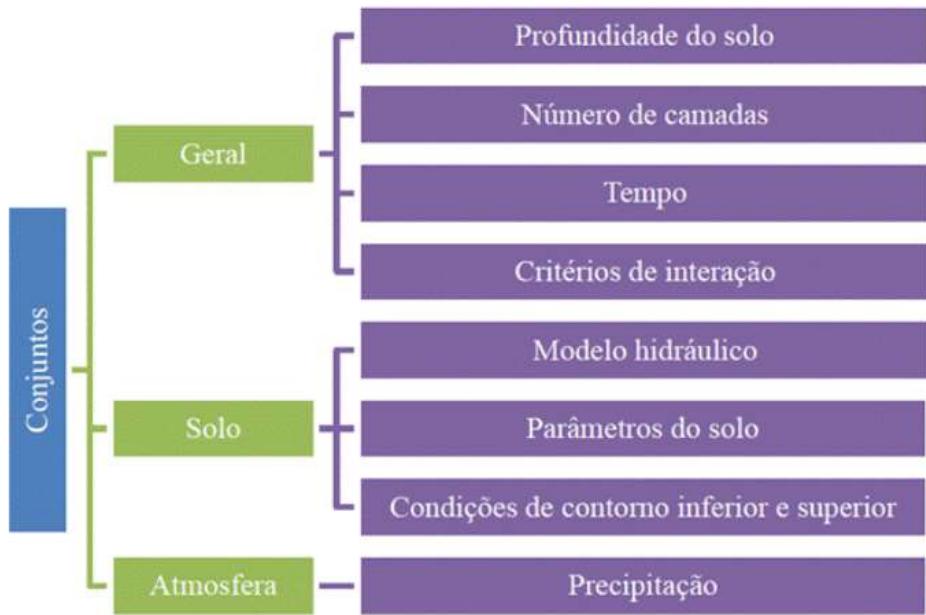
etapa de pré-processamento para outros algoritmos, tais como caracterização e classificação, que trabalham nos clusters identificados.

2.9.3 Hydrus - 1D.

Dentre os *softwares* de modelagem hidrológica em escala localizada, o Hydrus-1D tem sido aplicado para a avaliação hidrológica e hidráulica dos telhados verdes. Trata-se de um software de modelagem hidráulica, que adota o esquema de elemento finito para execução do modelo, conforme Hakimdavar *et al.* (2014). O *software* possui um módulo LID de acordo Baek *et al.* (2020), como estratégia de abordagem para o gerenciamento e planejamento do escoamento de águas superficiais aplicando infraestrutura verde. A modelagem de telhados verdes utilizando o *software* Hydrus-1D foi realizada por Xiu e Liu (2020), Haowen *et al.* (2020) e Santos *et al.* (2013), todos os autores destacaram que a utilização do *software* simulou com eficácia a hidrologia e a hidráulica do solo em um telhado verde, proporcionando a avaliação do escoamento superficial ao longo do tempo.

Os dados de entrada utilizados pelo programa Hydrus-1D para simulação da dinâmica da água no solo são: tempo da simulação, dimensões da área analisada, dados pluviométricos e parâmetros hidráulicos do solo. Esses dados estão organizados em três conjuntos, geral, solo e atmosfera, sendo os dois últimos referentes às condições iniciais e de contorno (Santos *et al.*, 2013). A Figura 7 ilustra os dados de entrada do Hydrus-1D, separados por grupos. Os parâmetros que descrevem recursos físicos, como espessuras, inclinações, alturas de bermas e elementos da camada de superfície LID, são obtidos diretamente das configurações do experimento de campo.

Figura 7 – Esquema de agrupamento dos dados de entrada no *Hydrus-1D*.



Fonte: Santos *et al.* (2013).

A modelagem com Hydrus 1D oferece precisão na simulação de processos hidrológicos, especialmente em condições específicas, o que se torna limitante para a sua aplicação. Além disso, requer dados detalhados e é computacionalmente intensivo. Por outro lado, a modelagem com ML é flexível e capaz de lidar com grandes volumes de dados, identificando padrões complexos, tornando-se uma ferramenta alternativa e substitutiva para a simulação de telhados verdes. O Quadro 2 apresenta a comparação das vantagens e desvantagens da modelagem de telhados verdes com ML e Hydrus 1D, apresentando os principais estudos sobre as ferramentas.

Quadro 2 - Vantagens e desvantagens da modelagem de telhados verdes com Machine Learning e Hydrus 1D.

Aspecto analisado	Hydrus 1D - Vantagem	Hydrus 1D - Desvantagem	Machine Learning - Vantagem	Machine Learning - Desvantagem
Representação dos processos hidrológicos	Alta precisão na simulação de processos hidrológicos ^{1, 2 e 3}	Solicita dados detalhados e específicos. ^{2 e 4}	Alta precisão e baixos erros na simulação de escoamento. ⁵	Aplicação complexa e exige recursos computacionais significativos. ^{2 e 5}
Aplicabilidade espacial e cenários	Capacidade de simular diferentes condições e locais. ^{3 e 6}	Alta demanda computacional. ^{6 e 7}	Os modelos podem ser transferidos entre diferentes telhados de locais com características de eventos de chuva semelhantes. ⁵	Sensibilidade às variações climáticas. O desempenho dos modelos pode variar entre diferentes características climáticas específicas. ⁵
Previsão de eventos de chuva	Confiabilidade na previsão de eventos de chuva específicos. ^{3 e 8}	Sensível a incertezas paramétricas. ^{2 e 4}	Capacidade de lidar com grandes volumes de dados. ^{5 e 9}	A precisão dos modelos depende da disponibilidade de dados de alta qualidade para verificação e validação. ^{2 e 10}
Robustez e validação	Validação experimental robusta. ^{3 e 11}	Menor eficiência em eventos de chuva convectiva. ¹²	Flexibilidade na modelagem de diferentes cenários. ⁶	Incerteza nas configurações do modelo. ^{2 e 9}

Legenda: ¹Baek *et al.* (2020), ²Brockhuizen *et al.* (2021), ³Hilten, Lawrence e Tollner (2008), ⁴Palla, Gnecco, e Lanza (2012), ⁵Abdala *et al.* (2021), Soulis *et al.* (2017), ⁶Haowen *et al.* (2020), ⁷Mobilia e Longobardi (2020), ⁸Brunetti, Papagrigoriou e Stumpf (2019), ⁹Hamouz e Muthanna (2019), ¹⁰Bouzouidja *et al.* (2018), ¹¹Mobilia e Longobardi (2020)¹²

Fonte: A Autora (2026).

2.9.4 Métricas estatísticas de desempenho dos modelos

Para verificação da eficiência de previsão de modelos hidrológicos é de grande importância a utilização de parâmetros que visam quantificar a concordância entre a vazão observada e a vazão calculada ou prevista, para esse fim aplicam-se as métricas de desempenho, segundo Felix e Paz (2016). Entre as principais métricas aplicada para medir a eficiência de um modelo, destacam-se o Coeficiente de Determinação (R^2), o Erro Quadrático Médio (*Mean Squared Error* - MSE), o Erro Médio Absoluto (*Mean Absolute Error* - MAE), e o coeficiente de Pearson (r).

O R^2 é uma medida estatística que indica a proporção da variabilidade em uma variável dependente que é explicada pela variabilidade em uma variável independente (ou variáveis independentes) em um modelo de regressão, conforme Garcia *et al.* (2023). Em outras palavras, o R^2 fornece uma indicação da qualidade do ajuste do modelo aos dados. Duas métricas comuns utilizadas para avaliar o desempenho de modelos preditivos, como modelos

de regressão ou previsão são o MSE e o MAE, que medem a diferença entre os valores previstos pelo modelo e os valores reais observados, em conformidade com Congalton e Green (2008). O r é uma medida estatística que quantifica a força e a direção de uma relação linear entre duas variáveis contínuas (Cruz *et al.*, 2007; Rêgo, Bezerra e Pinto Filho, 2020), variando de -1 a 1, onde -1 indica uma correlação negativa perfeita, 1 indica uma correlação positiva perfeita e 0 indica ausência de correlação linear.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

As etapas da pesquisa estão descritas na Figura 8, a metodologia de estudo da pesquisa está dividida em cinco principais etapas: caracterização da área de estudo, modelagem hidrológica, em escala localizada, dos telhados com ML e com *Hydrus-1D*, modelagem hidrológica, em escala de bacia urbana, da implementação de telhados verdes e de tanques de armazenamento de água de chuva com SWMM e ML, e análise da viabilidade financeira da implementação das técnicas.

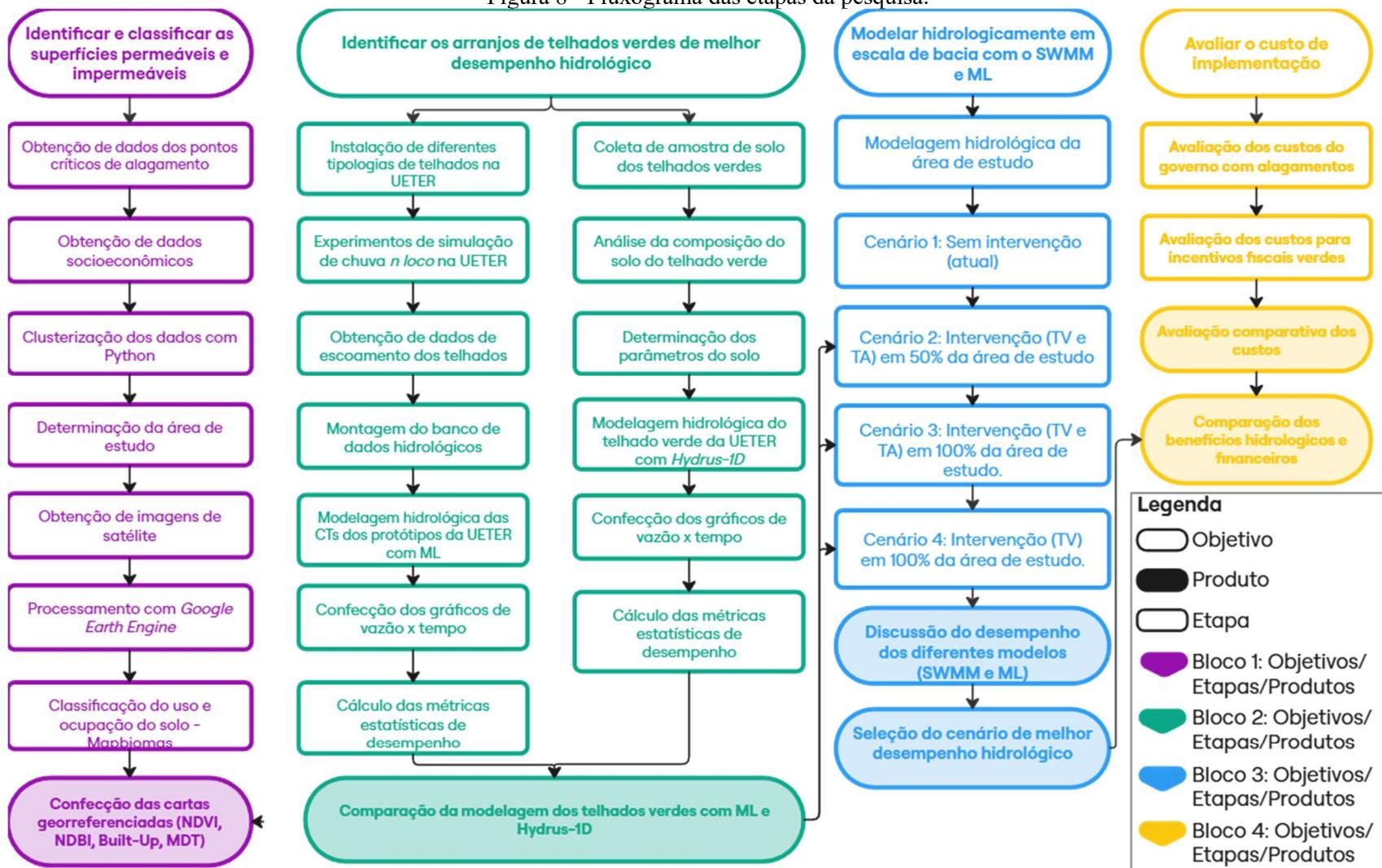
3.1 Caracterização da área de estudo

3.1.1 Classificação por clusterização

Foram utilizados dados sobre a quantidade e a localização dos pontos de alagamento da cidade do Recife, obtidos a partir da base de dados da Autarquia de Manutenção e Limpeza Urbana do Recife - EMLURB, juntamente com informações sobre o perfil socioeconômico dos bairros, fornecidas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, para a elaboração de um banco de dados destinado à caracterização dos bairros da cidade. Os dados utilizados para identificação do perfil socioeconômico foram: Rendimento Nominal Médio Mensal dos Domicílios, Área Territorial, Densidade Demográfica, e Média de Moradores por domicílio (Recife, 2023).

A partir do banco de dados montado foi realizada uma análise de agrupamento utilizando aprendizagem de máquina pelo método da clusterização, visando a seleção da área de estudo. Como critérios para a clusterização utilizou-se a quantidade de pontos de alagamento por bairros, e o rendimento nominal médio mensal de cada bairro. O processo de clusterização foi realizado utilizando programação em *Python*, a partir da *framework Scikit-learn*, utilizou-se o método do *k-means*.

Figura 8 - Fluxograma das etapas da pesquisa.



Siglas: ML - Machine Learning; UETER - Unidade Experimental de Telhados Ecológico do Recife; SWMM - Storm Water Management Model; TV - Telhado verde; TA - Tanque de armazenamento de água de chuva.

Fonte: A Autora (2026).

3.1.2 Caracterização do relevo

Em conformidade com a metodologia aplicada por Leite, Fujimura e Fernandes (2016), por meio de arquivo *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRMT) fornecido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) foram geradas, as curvas de níveis (*elevation*). O arquivo SRMT apresenta dados de altimetria e contém resolução de 90 m. Possibilitando a obtenção das informações fisiográficas da bacia. O arquivo do SRTM foi obtido a partir do banco de dados do *United States Geological Survey* (USGS), a imagem foi processada utilizando o *software* livre *QGis* versão 3.16.16, sendo gerado o mapa hipsométrico da região de estudo. Foi realizada a vetorização do limite da área de estudo e as edificações, os pavimentos, entre outros dispositivos presentes em seu interior para obtenção da área ocupada por cada elemento.

3.1.3 Processamento dos dados orbitais

A aquisição e o processamento dos dados orbitais ocorreram utilizando o editor de código da plataforma de processamento em nuvem *Google Earth Engine*, o código foi escrito em linguagem de programação *JavaScript*. Após minuciosa pesquisa sobre as imagens disponíveis para a área de estudo, buscou-se identificar àquelas com menor ocorrência de nuvens e, dessa forma, foram selecionadas as imagens referentes aos dias 22 de abril de 1995 e 01 de abril de 2005, do satélite Landsat 5, sensor *Thematic Mapper* (TM) (Tabela 5), e ao dia 26 de junho de 2021, do satélite Sentinel 2 *Multispectral Instrument* (MSI).

Tabela 5 - Data da imagem, hora, ângulo de elevação do Sol e ponto do satélite.

Satélite Landsat 5 - sensor Thematic Mapper (TM)				
Data	Hora (UTM)	Ângulo de elevação do Sol	Órbita	Ponto
22/04/1995	11:38:06,62	44,56	214	66
01/04/2005	12:16:32,60	55,05	214	66
Satélite Sentinel 2 - Multispectral Instrument (MSI).				
Data	Sistema de referência de rede militar dos EUA			
26/06/2021	25MBM			

Fonte: *Google Earth Engine* (2022).

As imagens orbitais e os arquivos vetoriais foram reprojetados para o Sistema Geodésico de Referência SIRGAS 2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas), UTM fuso 25 Sul. Após a aquisição das imagens, realizou-se o processamento, considerando o recorte da cena conforme a área de interesse. Utilizou-se a ferramenta de composição de impressão do *software* *QGIS* versão 3.16.16 para a composição dos mapas com as imagens dos

parâmetros biofísicos processados, Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized Density Vegetation Index* - NDVI), Índice de Área Foliar (IAF), Índice de Construção por Diferença Normalizada (*Normalized Difference Built-Up Index* – NDBI), e *Built-Up Index*.

3.1.4 Processamento dos parâmetros biofísicos

O processamento dos parâmetros biofísicos foi realizado com o editor de códigos do *Google Earth Engine*. As reflectâncias planetárias corrigidas para cada banda foram obtidas pelos satélites *Landsat 5 Collection 2 Tier 1 calibrated top-of-atmosphere (TOA) reflectance* e *Sentinel-2 MSI: MultiSpectral Instrument, Level-1C*, e aplicadas no cálculo dos índices biofísicos. Utilizou-se o NDVI para a identificação das áreas impermeáveis, sendo calculado pela Equação 1. Para a caracterização das áreas impermeáveis aplicou-se o NDBI (Equação 2) e o *Built-Up Index* (Equação 3).

3.1.5 MapBiomas

Todos os mapas anuais de cobertura e uso do solo do MapBiomas são produzidos a partir da classificação *pixel a pixel* de imagens dos satélites *Landsat*, com resolução de 30 m. Para cada ano foram utilizadas imagens do melhor *Landsat* disponível, sendo assim: 1985 a 1999 – *Landsat 5 / 2000* a *2002 – Landsat 7/ 2003* a *2011 – Landsat 5 / 2012 – Landsat 7 / 2013* a *2017 – Landsat 8*.

Todo processo é feito com extensivos algoritmos de aprendizagem de máquina (*Machine Learning*) através da plataforma *Google Earth Engine*, com uma série temporal de mais de 30 anos, que oferece imensa capacidade de processamento na nuvem, sendo exemplificadas na Figura 9. Em relação à classificação da infraestrutura urbana na Coleção 7, utilizou-se o mosaico das imagens *Landsat* do período de 1985 até 2021, e portanto, considerando uma série histórica de 33 anos, foi aplicada uma classificação automática utilizando o treinamento de amostras.

Figura 9 - Simplificação da metodologia do MapBiomas.



Fonte: MapBiomas (2022).

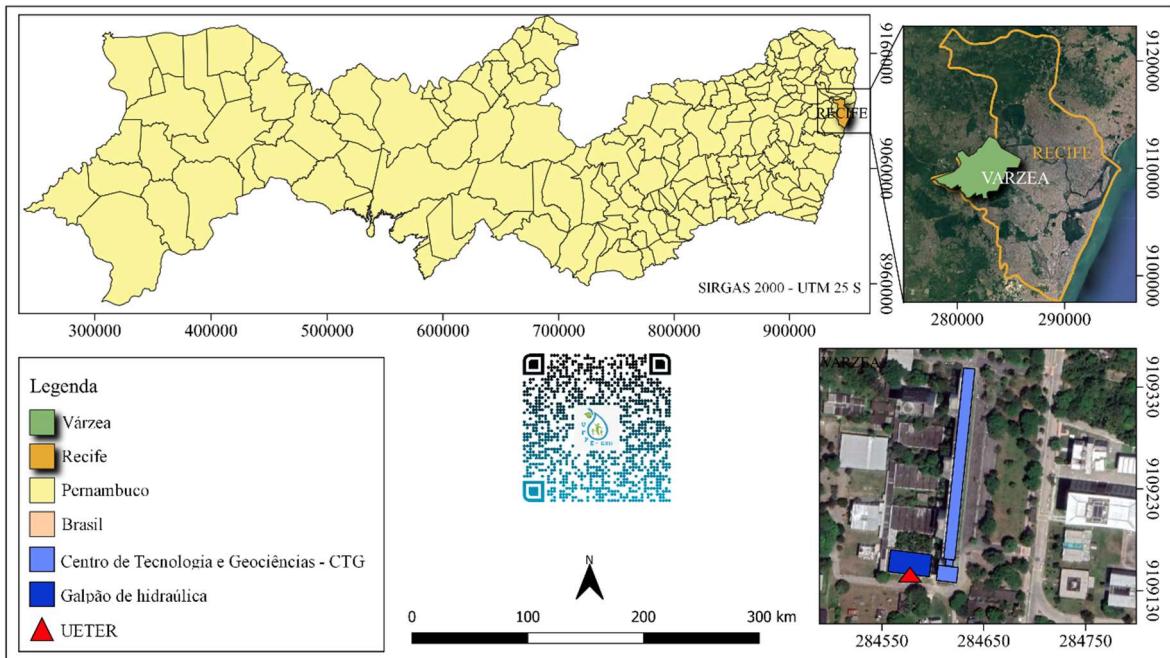
Para cada ano é montado um mosaico que cobre o Brasil, que será utilizado como fonte de parâmetros para o algoritmo classificar as imagens, onde também é obtido a composição RGB que permite visualizar a imagem de fundo na plataforma MapBiomas.

A partir dos mosaicos de imagens, as equipes de cada bioma e de cada tema produzem um mapa de classe de cobertura e uso do solo. A partir dessa classificação, foi realizado o *download* do bioma Brasil e então realizado o recorte da área de estudo para uma análise temporal dos anos 1995, 2005, 2015, e 2021.

3.2 Unidade Experimental de Telhados Ecológicos do Recife (UETER)

Os telhados analisados situam-se na Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), na Unidade Experimental de Telhados Ecológicos do Recife (UETER) que está localizada na parte posterior do Centro de Tecnologia e Geociências (CTG), Figura 10.

Figura 10 – Localização da UETER.



Fonte: A Autora (2026).

A UETER é composta por 5 protótipos que foram executados no ano de 2018 pelo Grupo de Recursos Hídricos da UFPE. No topo dos protótipos estão as células-teste, com dimensões internas de 1 m x 1 m (Figura 11), constituídas de lajes de concreto impermeabilizadas para recebimento de diferentes coberturas. O experimento desta pesquisa utilizou 2 células-testes compostas pelos seguintes telhados: telhado verde, e telhado convencional.

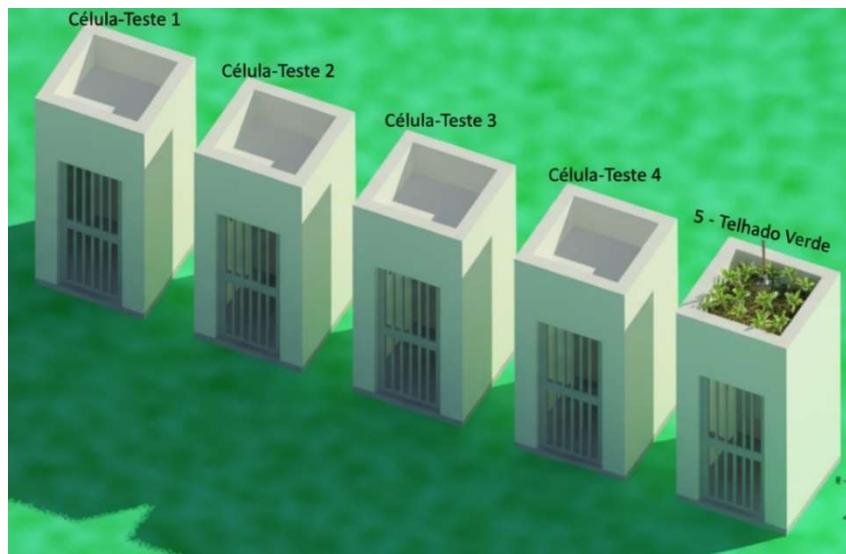
Figura 11 – Unidade Experimental de Telhados Ecológicos do Recife - UETER.



Fonte: A Autora (2026).

Na Figura 12, está apresentada a esquematização das células-testes utilizadas. Sobre a laje da célula-teste 5 (CT 5) foi implantado um telhado verde convencional considerando a disposição, nesta ordem, de baixo para cima, de manta geotêxtil Bidim, funcionando como camada filtrante e camada de drenagem, seguido por camada de substrato de 25 cm (em que foi considerada a composição recomendada para a vegetação selecionada) e, por fim, a camada de vegetação, em que foi adotada a vegetação suculenta *Kalanchoe laetiviren*, conforme Leonardo (2021). A célula-teste 4 compreende o protótipo sem camadas adicionais sobre a laje e, portanto, considerada como cobertura de referência, e será chamada, neste trabalho, de telhado convencional. O telhado verde simulado é demonstrado na Figura 13.

Figura 12 – Vizualização 3D das células-testes.



Fonte: A Autora (2026).

Figura 13 – Telhado verde utilizado nesta pesquisa.



Fonte: A Autora (2026).

Foram realizados experimentos de simulação de chuva *in loco*, com a finalidade de montar um banco de dados de análise, contendo as seguintes informações: tipo da cobertura analisada, intensidade da chuva simulada, classificação da chuva simulada, tempo de execução (em horas), volume escoado dos telhados (em L).

A intensidade da chuva simulada foi regulada a partir da pressão da água no aspersor, a menor pressão possível de execução foi de 3mca, devido à sensibilidade do equipamento. Foram realizados experimentos com as seguintes pressões: 3 mca, 6 mca, e 9 mca. Sendo equivalente às seguintes intensidades de precipitação: 150,11 mm/h, 207,25 mm/h, e 264,36 mm/h. A chuva simulada teve duração de 6 minutos, tendo sido medido, no momento do experimento, com a utilização de um balde graduado, e em intervalos de 30 segundos, registrados os volumes escoados do telhado até o final do escoamento.

Os dados coletados foram processados e tratados aplicando linguagem de programação em *Python*, a partir da biblioteca *Pandas*. Na etapa de processamento foi calculada a vazão escoada, o volume precipitado, e o volume retido em cada cobertura. Na Figura 14 observa-se a tela do algoritmo demonstrando um recorte das variáveis utilizadas.

A coluna “Chuva”, refere-se à classificação da chuva conforme a intensidade simulada, a chuva de 150,11 mm/h refere-se a chuva 1, a de 207,25 mm/h a chuva 2, e a de 264,36 mm/h a chuva 3. A coluna “cobertura” contém a sigla referente à cobertura analisada, sendo: TV – telhado verde, e TC - telhado convencional. O banco de dados gerado foi utilizado como dado de entrada da modelagem hidrológica, em escala localizada, com ML.

Figura 14 – Tela do algoritmo de *Machine Learning* com os dados de entrada da modelagem hidrológica em escala localizada.

Cobertura		Tempo (h)	Tempo (s)	Chuva	Chuva (mm/h)	Volume (L)
0	TV	00:00:00	0	1	150.11	0.0
1	TV	00:00:30	30	1	150.11	0.0
2	TV	00:01:00	60	1	150.11	0.0
3	TV	00:01:30	90	1	150.11	0.0
4	TV	00:02:00	120	1	150.11	0.5
...
145	TC	00:09:00	540	3	0.00	0.0
146	TC	00:09:30	570	3	0.00	0.0
147	TC	00:10:00	600	3	0.00	0.0
148	TC	00:10:30	630	3	0.00	0.0
149	TC	00:11:00	660	3	0.00	0.0

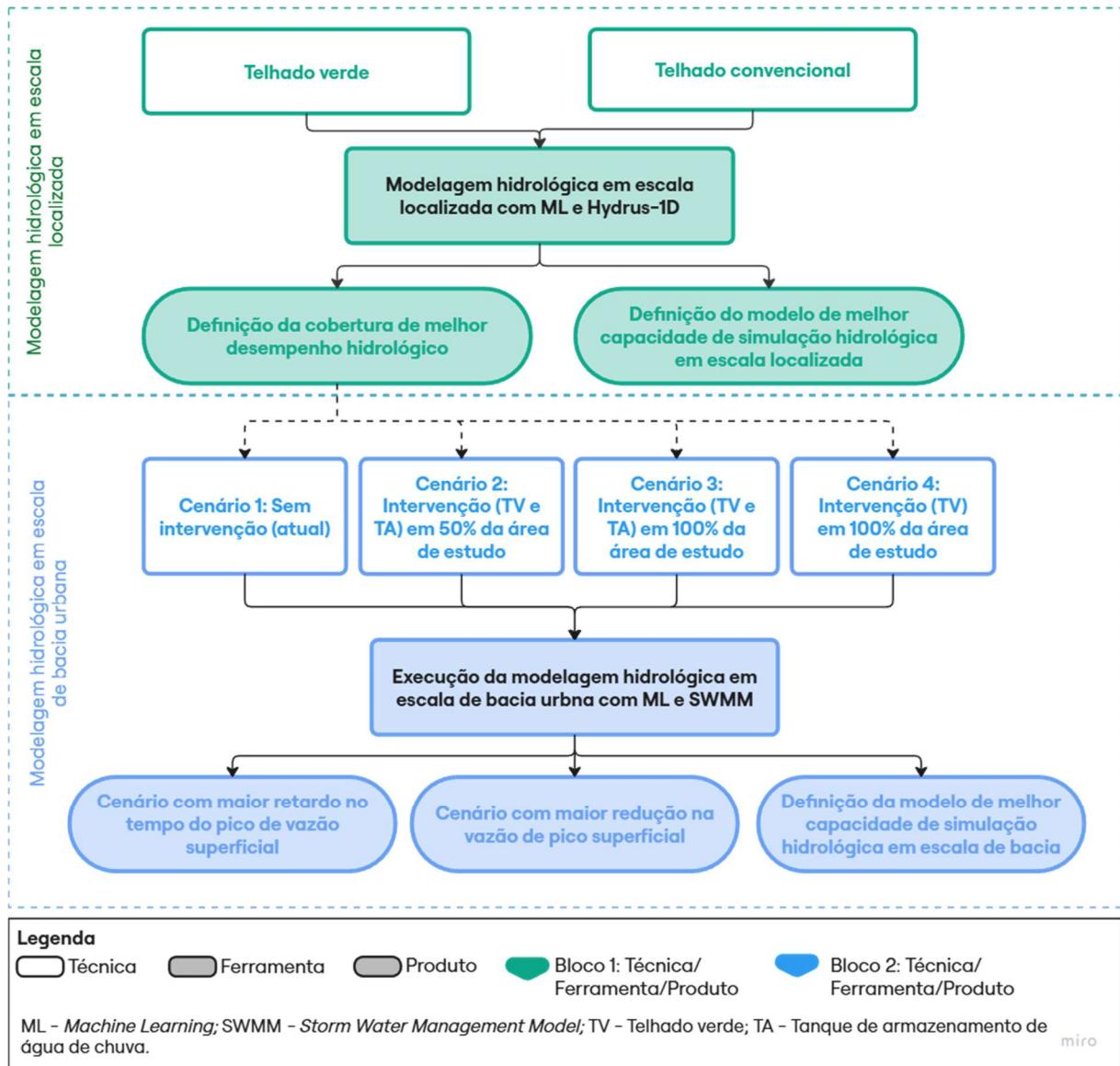
Fonte: A Autora (2026).

3.3 Modelagem hidrológica

A modelagem hidrológica foi estruturada em duas etapas principais e complementares, visando avaliar o desempenho de técnicas compensatórias de drenagem e a capacidade preditiva de diferentes abordagens de modelagem. Na primeira etapa, realizou-se a modelagem hidrológica, em escala localizada, utilizando o *software* Hydrus-1D e um modelo desenvolvido com ML. Nessa fase, foram simuladas as coberturas do telhado convencional de laje e do telhado verde, testadas na UETER, com o objetivo de identificar a cobertura de melhor desempenho hidrológico e de avaliar a acurácia e a aplicabilidade das ferramentas de simulação em microescala. A segunda etapa consistiu na modelagem hidrológica, em escala de bacia urbana, com o SWMM e de modelos baseados em ML, abrangendo quatro cenários distintos: Cenário 1 – atual, Cenário 2 – telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em 50% das residências, Cenário 3 – telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em 100% das residências, e Cenário 4 – telhados verdes em 100% das residências. Essa fase teve como finalidade avaliar o desempenho hidrológico de cada cenário quanto ao retardamento do tempo de pico, à redução do escoamento superficial (vazão de pico) e comparar a capacidade preditiva entre o modelo tradicional, o SWMM, e os modelos baseados em ML. Todas as etapas

metodológicas encontram-se sintetizadas no fluxograma da Figura 15, que apresenta a sequência de procedimentos adotados na pesquisa.

Figura 15 – Etapas da modelagem hidrológica.



Fonte: A Autora (2026).

3.3.1 Modelagem hidrológica, em escala localizada, utilizando *Machine Learning* (ML)

A modelagem hidrológica em escala localizada utilizando ML foi realizada a partir de linguagem de programação em *Python*, e do framework *Scikit-learn*, utilizou-se o método da árvore de decisão (M5) para a modelagem dos dados.

Para a construção do modelo as variáveis de entrada são subdivididas em duas classes, as variáveis dependentes, utilizada para definir e caracterizar o comportamento dos dados

analizados, e a variável preditora, que será a variável a qual se deseja prever na modelagem. As variáveis do banco de dados foram segregadas em 4 testes, afim de se obter um modelo otimizado, apresentando a melhor capacidade de previsão, com o menor conjunto de variáveis de entrada possível.

3.3.2 Modelagem hidrológica em escala localizada com o Hydrus-1D

Os dados de entrada utilizados pelo programa *Hydrus-1D* para simulação da dinâmica da água no solo são: tempo da simulação, dimensões da área analisada, dados pluviométricos e parâmetros hidráulicos do solo. Esses dados estão organizados em três conjuntos, geral, solo e atmosfera, sendo os dois últimos referentes às condições iniciais e de contorno (Santos *et al.*, 2013). A caracterização granulométrica dos solos foi realizada nas instalações do Laboratório de Geotecnia da UFPE, e a metodologia adotada obedeceu à sequência de procedimentos de ensaios normalizados que visam determinar a distribuição granulométrica dos solos, apresentada na NBR 7181 - Solo – Análise Granulométrica, da ABNT (ABNT, 1984), em conformidade com a metodologia adotada por Santos *et al.* (2013).

Na simulação com o *Hydrus-1D* foi considerado o tempo total de 12 min, discretizado em intervalos de 30 segundos. Foi considerada uma camada de 25 cm para o solo e os resultados obtidos com a granulometria do substrato. Conforme Santos *et al.* (2013), o *software* possui em sua interface um complemento chamado *Rosetta Lite v3.1*, que estima os parâmetros hidráulicos do solo utilizando as frações granulométricas e a densidade das partículas, por meio de funções de pedotransferência.

As condições de contorno foram determinadas do experimento, sendo a condição de contorno superior determinada como atmosférica, composta da precipitação pluviométrica e do potencial crítico do ar na superfície, assumido ser de 12.000 kPa (120.000 cm de H₂O), que corresponde aproximadamente ao valor da sucção de um solo seco ao ar, em conformidade com a metodologia adotada por Santos *et al.* (2013). A condição de contorno inferior adotada para o modelo foi a de fluxo variável, devido às camadas de solo que compõem o substrato dos telhados verdes (Hilten, Lawrence e Tollner, 2008). Nessa condição, o modelo calcula o fluxo gerado na base do perfil, que resulta no escoamento superficial.

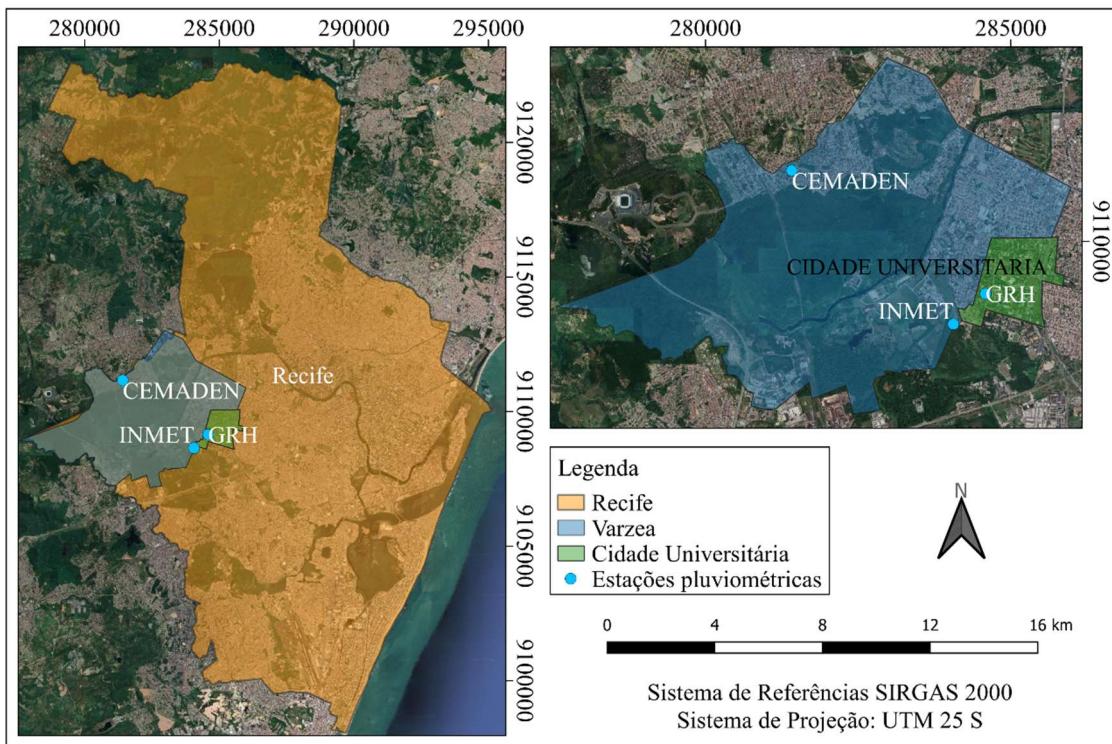
3.3.3 Caracterização pluviométrica

Com o objetivo de caracterizar o regime pluviométrico da área de estudo, foi compilada uma série histórica de dados de precipitação para o período de 2002 a 2025. As

informações foram obtidas a partir de diferentes fontes, conforme a disponibilidade temporal dos registros. Para o intervalo de 2002 a 2021, foram utilizados dados da estação meteorológica Recife A301, pertencente ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). No período de 2022 a 2024, os dados foram extraídos da estação Recife (código 261160623A), operada pelo Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN). Já para o ano de 2025, empregaram-se registros provenientes de uma estação meteorológica automática instalada no Centro de Tecnologia e Geociências (CTG) da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), mantida pelo Grupo de Recursos Hídricos (GRH).

Todas as estações estão localizadas no bairro da Várzea, em áreas geograficamente próximas, o que assegura a consistência espacial dos dados pluviométricos utilizados, conforme ilustrado na Figura 16.

Figura 16 – Localização das estações meteorológicas.



Fonte: A Autora (2026).

A necessidade de combinar diferentes fontes de dados decorreu da descontinuidade nos registros da estação do INMET a partir de 2021, o que impossibilitou a utilização de uma única série contínua. Além disso, a estação meteorológica do GRH entrou em operação apenas em abril de 2024, não sendo, portanto, capaz de suprir os dados anteriores a esse período. Dessa forma, a integração das três bases tornou-se essencial para garantir a completude da série temporal de precipitação entre 2002 e 2025.

Foram analisados os eventos pluviométricos de maior impacto registrados na região, definidos com base na magnitude das precipitações e na sua associação com a ocorrência de alagamentos documentados. A seleção priorizou episódios extremos que causaram transtornos significativos à população e ao funcionamento da infraestrutura urbana, especialmente nas áreas críticas identificadas. Os eventos selecionados contemplam diferentes períodos do recorte temporal adotado e refletem a variabilidade interanual das chuvas intensas na bacia de estudo. A Tabela 6 apresenta os eventos extremos considerados.

Tabela 6 - Eventos pluviométricos extremos selecionados.

Numeração	Evento	Período	Duração	Total precipitado
1	Junho de 2005	06/12/2005 a 07/12/2005	48 h	130,20 mm
2	Maio de 2011	01/05/2011	24 h	78,80 mm
3	Junho de 2019	12/06/2019 a 14/06/2019		157,60 mm
4	Maio de 2021	12/05/2021 a 14/05/2021	48 h	148,00 mm
5	Maio de 2022	27/05/2022 a 29/05/2022		234,36 mm
6	Fevereiro de 2025	04/02/2025 a 06/02/2025		81,90 mm

Fonte: Autora (2026).

3.3.4 Cenários aplicados na modelagem hidrológica, em escala de bacia urbana, com *Storm Water Management Model* (SWMM) e com *Machine Learning* (ML)

Para a realização das modelagens hidrológicas, em escala de bacia urbana, com o *Storm Water Management Model* (SWMM) e com *Machine Learning* (ML), para avaliar a situação de melhor desempenho hidrológico, foram avaliados quatro cenários: (i) a condição atual de urbanização da bacia, sem a adoção de técnicas compensatórias; (ii) a implementação de telhados verdes associada a tanques de armazenamento de águas pluviais em 50% das edificações; (iii) a aplicação combinada de telhados verdes e tanques de armazenamento de águas pluviais em 100% das edificações; e (iv) a adoção exclusiva de telhados verdes em 100% das edificações.

A definição dos percentuais de aplicação das técnicas compensatórias na modelagem hidrológica foi fundamentada em estudos que avaliam o desempenho de práticas LID sob diferentes graus de implementação. Pesquisas apontam que a variação entre 50% e 100% de aplicação representa cenários contrastantes, porém metodologicamente consistentes, permitindo identificar o ponto ótimo entre eficiência hidrológica e viabilidade prática. Mai *et*

al. (2025) observaram reduções progressivas no volume de escoamento superficial à medida que aumentava o percentual de implantação de LIDs, destacando que a cobertura de 50% já proporciona benefícios expressivos, enquanto 100% reflete o potencial máximo de mitigação. Resultados semelhantes foram obtidos por Li *et al.* (2019), que constataram que a adoção de telhados verdes e tanques de captação em 50% das edificações garante uma redução significativa no escoamento e na demanda por drenagem, com custos mais equilibrados. De modo complementar, Ercolani *et al.* (2018) reforçam que a análise de cenários com 50% e 100% de aplicação é prática recorrente em estudos de modelagem, por permitir a avaliação comparativa entre condições intermediárias e ideais de adoção. Assim, a escolha desses percentuais, neste estudo, visa representar de forma consistente os limites mínimo e máximo de adoção das técnicas, possibilitando avaliar de maneira abrangente o desempenho hidrológico dos cenários simulados.

3.3.5 Modelagem hidrológica, em escala de bacia urbana, com *Storm Water Management Model* (SWMM)

A avaliação do impacto hidrológico da implementação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em área urbana, foi realizada a partir da modelagem hidrológica com o software SWMM. O SWMM é um modelo de gestão de águas pluviais dinâmico de chuva e escoamento, que desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental para áreas urbanas e suburbanas dos Estados Unidos da América.

Conforme Johannessen *et al.* (2019), o SWMM versão 5.2, possui um módulo de desenvolvimento de baixo impacto ou *Low Impact Development* (LID), uma abordagem de gerenciamento e planejamento do escoamento de águas superficiais como parte da infraestrutura verde, como os telhados verdes.

Para a aplicação no SWMM com o módulo LID, procedeu-se, primeiramente, a caracterização da bacia hidrográfica, abrangendo a identificação e a quantificação das áreas permeáveis e impermeáveis, bem como o levantamento do sistema de drenagem existente. Essa etapa envolveu a organização das informações hidrológicas e hidráulicas essenciais à definição das sub-bacias e de seus respectivos parâmetros físicos. Na sequência, os dados obtidos foram inseridos no *software*, possibilitando a configuração do modelo e a subsequente simulação hidrológica dos cenários propostos.

3.3.5.1 Caracterização da bacia hidrográfica

A caracterização fisiográfica da bacia de estudo e a delimitação da área de contribuição e da rede de drenagem foram realizadas a partir do Modelo Digital do Terreno (MDT), disponibilizado pelo portal Pernambuco Tridimensional (PE3D), plataforma do Governo do Estado de Pernambuco que fornece dados altimétricos de alta resolução, com precisão espacial de 1 m. Para a análise espacial, utilizou-se o *software* QGIS, versão 3.16.16, uma ferramenta de código aberto amplamente empregada na manipulação de dados geográficos.

O processo metodológico baseou-se na aplicação de algoritmos da extensão GRASS, incorporada ao QGIS. Inicialmente, foi utilizado o algoritmo *r.watershed*, responsável por calcular a direção do fluxo superficial e gerar os segmentos da rede de drenagem. Em seguida, aplicou-se o algoritmo *r.water.outlet*, que permite a delimitação da bacia hidrográfica a partir da definição de um ponto exutório inserido sobre os segmentos de fluxo previamente obtidos.

Com base no Modelo Digital de Terreno (MDT), foi possível delimitar a bacia hidrográfica e identificar os limites de quatro sub-bacias, bem como determinar as cotas dos pontos de interesse relevantes para o estudo. Entre esses pontos, incluem-se as cotas das junções, as cotas correspondentes ao início e ao término do talvegue de cada sub-bacia, além do cálculo da declividade média de cada uma delas. Após a delimitação das bacias, os produtos *raster* gerados foram submetidos a procedimentos de vetorização e refinamento cartográfico, viabilizando a extração precisa das feições hidrológicas de interesse.

Em seguida procedeu-se à identificação das áreas impermeáveis, com ênfase nas coberturas edificadas passíveis de intervenção com telhados verdes. Essa etapa foi conduzida por meio da ferramenta de edição vetorial do QGIS, a partir da qual foram construídos polígonos representativos das superfícies impermeáveis presentes na bacia. Dentre essas superfícies, destacam-se os telhados, os quais constituem uma subcategoria relevante para a aplicação de técnicas compensatórias de drenagem urbana.

A vetorização das áreas impermeáveis foi realizada manualmente com base na interpretação visual de imagens de satélite de alta resolução, permitindo a distinção entre coberturas construídas (telhados) e outras formas de impermeabilização, como pavimentações. A partir dos vetores gerados, foi possível calcular com precisão as áreas individuais por categoria, utilizando as ferramentas de análise geométrica disponíveis no QGIS.

Com os valores obtidos, calculou-se a porcentagem de área impermeável e de telhados em relação à área total de cada sub-bacia. Esses parâmetros são fundamentais para a

parametrização do modelo hidrológico, influenciando diretamente na estimativa de escoamento superficial e na avaliação dos cenários simulados.

3.3.5.2 *Parametrização e simulação hidrológica*

Com a caracterização morfométrica da bacia hidrográfica concluída e os dados fisiográficos consolidados, foi possível realizar a simulação hidrológica do escoamento superficial com o SWMM, versão 5.2. O modelo foi parametrizado com base nas informações extraídas da análise espacial e vetorial da bacia, incluindo dados topográficos e de uso e cobertura do solo.

As informações utilizadas na modelagem incluem: identificação das sub-bacias, séries temporais de precipitação associadas a cada evento extremo, pontos de saída da drenagem (*outlets*), área total de contribuição, comprimento do talvegue principal, declividade média, percentual de área impermeável, método de cálculo do escoamento superficial e tipo de técnica compensatória aplicada, que para caso do estudo foram considerados os telhados verdes e os tanques de armazenamento de água de chuva.

Para a estimativa do escoamento superficial, adotou-se o método *Curve Number* (CN), utilizando um valor médio de CN de 90,29, calculado com base no método das áreas equivalentes, considerando a proporção entre superfícies permeáveis e impermeáveis em cada sub-bacia. As técnicas compensatórias avaliadas (telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva) foram parametrizadas conforme suas características hidrológicas específicas. Os demais parâmetros foram mantidos segundo os valores-padrão sugeridos pelo SWMM, respeitando a coerência com a escala e o objetivo do estudo.

A imagem da bacia gerada no ambiente QGIS foi utilizada como referência geográfica no SWMM, com o propósito de orientar o traçado dos elementos de drenagem e assegurar maior aderência à topografia urbana. A sobreposição espacial dos limites da bacia contribuiu para a fidelidade geométrica do modelo e para a extração precisa das cotas altimétricas nos pontos de junção e conexão hidráulica.

No SWMM, as componentes de drenagem conectadas às sub-bacias foram representadas por meio de nós de junção e trechos de ligação, simulando a rede de escoamento superficial ao longo das vias urbanas. Para os nós de junção no modelo, foram inseridas as informações de identificação e a cota de fundo. As ligações hidráulicas foram parametrizadas com base em seu nome, nos pontos de conexão, no comprimento do trecho e nas características geométricas e hidráulicas das vias urbanas às quais fazem referência.

Os telhados verdes simulados no modelo foram compostos por três camadas: uma camada superficial com vegetação (25 mm), uma camada de solo (150 mm) e uma manta porosa de drenagem (50 mm). Os demais parâmetros foram mantidos conforme os valores padrão definidos para *green roofs* no SWMM.

Foram incorporados tanques de armazenamento de água de chuva com capacidade de 2.000 L, destinados à captação e ao reuso de precipitações provenientes das coberturas. A escolha desse volume foi fundamentada em estudos que indicam sua adequação para edificações de pequeno e médio porte, garantindo eficiência hidráulica e viabilidade construtiva. Pesquisas demonstram que reservatórios nessa faixa de capacidade maximizam o aproveitamento da água de chuva para fins não potáveis, como irrigação e limpeza, além de contribuírem para a mitigação do escoamento superficial e redução da demanda sobre o sistema público de abastecimento (Bocanegra-Martínez *et al.*, 2014; Rashid *et al.*, 2021; Daud *et al.*, 2023). Essa capacidade representa um equilíbrio entre custo, espaço disponível e retorno ambiental, sendo frequentemente adotada em projetos urbanos sustentáveis.

Para representar as técnicas compensatórias no modelo hidrológico, os telhados verdes e os tanques de armazenamento de água de chuva foram inseridos diretamente nas características das sub-bacias, por meio da funcionalidade de LID do SWMM. A percentagem de aplicação foi definida com base na área de telhados veteirizada no QGIS, previamente calculada, sendo essa proporção aplicada sobre a área impermeável total de cada sub-bacia.

Os dados de precipitação foram incorporados ao mapa de simulação e registrados na tabela de características da bacia hidrográfica. Além disso, foram estabelecidos a duração total do evento pluviométrico e o intervalo temporal de análise, adotando-se intervalos de uma hora para o processamento da simulação.

3.3.6 Modelagem hidrológica em escala de bacia urbana utilizando *Machine Learning* (ML)

Com o objetivo de prever a vazão superficial nos pontos críticos de alagamento identificados na área de estudo, foi desenvolvido um modelo preditivo utilizando algoritmos de aprendizado de máquina, com foco em técnicas de regressão supervisionada. A abordagem adotada buscou explorar o potencial de modelos baseados em séries temporais e variáveis meteorológicas para a simulação do comportamento hidrológico urbano, a partir de dados históricos.

O modelo foi implementado na linguagem de programação *Python*, com o uso das bibliotecas *Scikit-learn* e *XGBoost*, sendo este último o algoritmo selecionado para o processo de modelagem. O *XGBoost Regressor* é um modelo baseado em árvores de decisão otimizadas (*gradient boosting*) comumente utilizado em problemas de regressão devido à sua alta capacidade de generalização e desempenho robusto, mesmo em conjuntos de dados com multicolinearidade e ruído. Estudos demonstram que ele supera modelos lineares e árvores de decisão simples em tarefas de previsão, apresentando melhor capacidade de generalização e menor risco de *overfitting* (Xu *et al.*, 2024). Priya e Manjula (2023) destacam que o *XGBoost* é um algoritmo eficiente e escalável, com bom desempenho em dados complexos e ruidosos.

3.3.6.1 *Preparação e engenharia dos dados*

Os dados utilizados no modelo foram organizados em uma série temporal horária, compreendendo as variáveis: precipitação, temperatura do ar, umidade relativa, velocidade do vento e a vazão simulada como variável-alvo. Para capturar a dependência temporal das variáveis, foram criadas defasagens (*lags*) de 1, 2, 3, 6, 12 e 24 horas para a precipitação e temperatura, bem como médias móveis da precipitação para janelas de 3, 6, 12 e 24 horas. Adicionalmente, foram incorporadas variáveis de natureza temporal, como mês, dia da semana, hora e identificação de fins de semana, permitindo considerar padrões sazonais e cíclicos de variabilidade hidrológica. O banco de dados foi depurado para remoção de valores ausentes, resultando em um conjunto final de dados utilizado para treinamento e teste do modelo. A variável de saída considerada foi a vazão superficial simulada pelo SWMM no ponto de exutório correspondente ao principal ponto de alagamento da bacia.

A base de dados de cada modelo foi dividida em subconjuntos de treinamento (80%) e teste (20%), respeitando a ordem cronológica dos registros, a fim de evitar vazamento de informações entre os conjuntos e garantir a validade temporal do modelo.

3.4 Métricas estatísticas de desempenho

Para avaliar a eficiência dos modelos hidrológicos utilizados, verificando a precisão da previsão realizada, aplicou-se o cálculo das seguintes métricas estatísticas de desempenho: R^2 , MSE, MAE, e r. Os indicadores calculados, e as equações aplicadas estão descritas na Tabela 7, em conformidade com Willmott *et al.* (1985) e Situ *et al.* (2024).

Tabela 7 – Métricas estatísticas de desempenho utilizadas.

Indicador	Descrição	Equação	Melhor valor
R^2	O coeficiente de determinação indica a proporção da variância nos valores calculados no modelo, em comparação com os observados.	$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$	1
MAE	O Erro Médio Absoluto é a média das diferenças absolutas entre os valores reais e os valores previstos.	$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n O_i - P_i $	0
MSE	O Erro Quadrático Médio é a média das diferenças quadráticas entre os valores reais e os valores previstos.	$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2$	0
r	O coeficiente de correlação de Pearson é utilizado para avaliar a relação linear entre as variáveis do modelo.	$r = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2 \sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}$	1

Legenda: \bar{O} é a média das observações reais, O_i são os valores observados da variável dependente, P_i são os valores previstos pelo modelo, X_i e Y_i são os valores individuais das duas variáveis, \bar{X} e \bar{Y} são as médias das duas variáveis, e n é o número total de observações.

Fonte: A Autora (2026).

3.5 Análise da viabilidade financeira

Para avaliar os benefícios financeiros gerados a partir da implementação dos telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em área urbana, com risco de alagamento. Realizou-se a avaliação comparativa dos custos governamentais devidos aos danos gerados pelos alagamentos com o custo para o fornecimento de incentivos fiscais para a implementação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva nas residências da área de estudo.

Dentre os eventos simulados, foi adotado como referência para o cálculo dos custos devido a alagamentos o evento de maio de 2022, em virtude de suas repercussões socioeconômicas e humanas na Região Metropolitana do Recife, que resultaram em perdas significativas em infraestrutura, patrimônio privado e vidas humanas.

Para a avaliação econômica do custo devido a alagamentos, foram aplicadas três metodologias distintas, reconhecidas na literatura nacional e internacional, de modo a permitir uma análise comparativa dos resultados.

3.5.1 Custo de danos devido a alagamentos pela metodologia de Vaz (2015)

Esta metodologia adota a formulação proposta por Vaz (2015), e permite a obtenção de uma visão integrada dos custos diretos e indiretos associados aos alagamentos em áreas urbanas, englobando setores imobiliários, comerciais e de mobilidade urbana.

Para aplicação desta metodologia foram consideradas as seguintes variáveis: Danos Imobiliários, em que as áreas atualmente suscetíveis a alagamento conforme a base de dados altimétricos da região de estudo, incluindo-se empreendimentos públicos, taxa máxima de ocupação, percentual do prejuízo histórico, preço atualizado do m² de imóveis, depreciação anual, percentual referente aos danos indiretos; Danos Comerciais e Serviços, valor adicionado bruto do comércio e serviços, percentual da atividade no bairro correspondente, valor diário da produção comercial e de serviços; Danos no Transporte, número de transbordos efetuados na região de estudo, valor da passagem urbana.

O Custo Total do risco (CT_r) de alagamento utilizado neste trabalho é expresso pela Equação 4, adaptada de Vaz (2015), e é obtido pelo somatório dos custos imobiliários (C_{imob}), comerciais (C_{com}) e de transportes (C_{trans}).

$$CT_r = C_{imob} + C_{com} + C_{trans} \quad (4)$$

Para o cálculo do custo devido a danos imobiliários aplicou-se a Equação 5, conforme Vaz (2015). Onde $A_{alagada}$ é a área alagada em m², T_o é o percentual destinado a taxa de ocupação de lotes conforme estabelece o Plano Diretor, P_h é o percentual do prejuízo histórico para a área, V_i é o valor imobiliário atualizado por m² em unidades monetárias, D_p é a depreciação anual para bens imóveis conforme estabelece o Imposto de Renda, D_i é o percentual de danos indiretos, e p é a probabilidade de ocorrência da alagamento,

$$C_{imobiliário} = A_{alagada} * T_o * P_h * V_i * D_p * (1 + D_i) * p \quad (5)$$

Foram considerados o acréscimo do percentual referente aos danos indiretos que, de acordo com Canholi (2005), tem-se para a área residencial o percentual de 15%, como apresenta a Tabela 8.

A área alagada da região de estudo foi obtida a partir da modelagem hidrológica realizada com o SWMM, considerando o evento de precipitação histórico definido para análise. A metodologia adotada envolveu a integração dos dados de profundidade de alagamento por sub-bacia e o volume de alagamento acumulado, resultando em uma estimativa espacial precisa da extensão da área afetada

Tabela 8 – Percentual de danos Indiretos.

Ocupação	Percentual de Danos Indiretos sobre Danos Diretos (%)
Área Residencial	15
Área Comercial	37
Industrial	45
Serviços	10
Propriedades Públicas	34
Agricultura	10
Auto Estradas	25
Ferrovias	23
Média	25

Fonte: Canholi (2005).

Para cada instante de tempo simulado, o SWMM fornece a profundidade de alagamento nos nós (h_i) em metros, correspondente à lámina d'água sobre a superfície em cada sub-bacia, e o volume de alagamento total (V_{tot}), em m^3 , correspondente ao somatório do volume de água excedente em todos os nós da rede. A profundidade média ponderada ($h_{média}(t)$) da alagamento foi calculada a cada instante de tempo (t) considerando as profundidades nos nós das sub-bacias e a respectiva área de cada sub-bacia, conforme a Equação 6.

$$h_{média}(t) = \frac{\sum_{i=1}^n h_i(t) * A_i}{\sum_{i=1}^n A_i} \quad (6)$$

Em que, $h_i(t)$ é a profundidade de alagamento no nó i no instante t (m), A_i é a área da sub-bacia i (m^2), e n é o número de sub-bacias consideradas.

Essa abordagem ponderada permite refletir a heterogeneidade espacial das sub-bacias e sua contribuição relativa para a alagamento total. A área alagada $A_{alagada}(t)$ em cada instante foi estimada utilizando o volume total de alagamento $V_{tot}(t)$ fornecido pelo SWMM e a profundidade média ponderada, segundo a Equação 7.

$$A_{alagada}(t) = \frac{V_{tot}}{h_{média}(t)} \quad (7)$$

Em que, $A_{alagada}(t)$ é a área alagada estimada no instante t (m^2), $V_{tot}(t)$ é o volume de alagamento total no instante t (m^3), e $h_{média}(t)$ é a profundidade média ponderada (m).

Para aprofundar a análise econômica, os custos de danos foram calculados considerando dois cenários distintos de área alagada: o cenário crítico e o cenário médio. O cenário crítico ($A_{alagada}$ Máxima) corresponde à extensão máxima do alagamento obtida a partir da modelagem hidrológica, representando o momento crítico de alagamento do evento pluviométrico estudado. Sendo considerado o valor máximo da série temporal de áreas alagadas. Este cenário permite evidenciar o potencial de redução de impactos por meio da

implementação de medidas preventivas, como telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva, mostrando a relevância da intervenção em situações extremas. O cenário médio ($A_{alagada}$ Média) considera uma extensão de alagamento mais conservadora, representativa de condições típicas de alagamento recorrente.

Apresentando ambos os cenários, fornece-se não apenas uma estimativa pontual, mas também um intervalo de possíveis impactos econômicos, permitindo uma interpretação mais sólida e abrangente dos resultados, refletindo a incerteza intrínseca associada à ocorrência e intensidade de eventos de alagamento em áreas urbanas.

A probabilidade de ocorrência de alagamento foi determinada a partir do tempo de retorno do evento pluviométrico, utilizando-se a distribuição de Weibull (Weibull, 1951). Este método foi aplicado devido à sua ampla utilização em hidrologia para eventos extremos e à simplicidade na estimação da probabilidade anual de excedência. O tempo de retorno (T) foi calculado com base na ordenação dos eventos máximos anuais de precipitação segundo a fórmula empírica de Weibull (Equação 8).

$$T = \frac{N + 1}{m} \quad (8)$$

Em que, N é o número total de anos de registro disponíveis, e é a posição do evento na série de máximos anuais ordenados em ordem decrescente (maior para menor).

A probabilidade de ocorrência anual (p) (*Annual Exceedance Probability – AEP*) está relacionada ao tempo de retorno por meio da Equação 9. Onde, T é o tempo de retorno da precipitação analisada.

$$P = \frac{1}{T} \quad (9)$$

A aplicação do tempo de retorno baseado na distribuição de Weibull tem se mostrado uma ferramenta robusta para a análise de eventos extremos de precipitação, especialmente em contextos urbanos. Singh (1987) demonstra que a distribuição de Weibull apresenta desempenho consistente na modelagem de profundidades de chuva e durações de eventos, permitindo incorporar a variabilidade histórica das séries pluviométricas e fornecendo estimativas confiáveis do risco de ocorrência de eventos extremos. De forma complementar, John (2022) reforça a utilidade desse método para avaliar tendências de aumento na frequência de chuvas intensas, destacando sua relevância para o planejamento de infraestruturas e a gestão de riscos em áreas urbanas sujeitas a inundações.

No que tange à valoração, o preço do metro quadrado foi estimado a partir Custo Unitário Básico (CUB/m²) desonerado, divulgado pelo SINDUSCON Pernambuco

(SINDUSCON, 2025), considerando projetos residenciais de padrão baixo. Este valor reflete a tipologia predominante na região, em conformidade com a NBR 12721:2006 (ABNT, 2006).

Para o cálculo dos custos no setor comercial (C_{com}) aplicou-se a Equação 10, em que $VAB_{com_diário}$ representa o Valor Adicionado Bruto diário do comércio e serviços, p_{bairro} é a proporção da atividade comercial/serviços no bairro considerado (Várzea) e n_{par} é o número de dias de paralisação provocados pelos alagamentos.

$$C_{com} = VAB_{com_diário} * p_{bairro} * n_{par} \quad (10)$$

O valor do Valor Adicionado Bruto diário do comércio ($VAB_{com_diário}$) foi determinado por meio da Equação 11, utilizando-se o Produto Interno Bruto (PIB) do município do Recife, disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e o percentual de participação do setor de comércio e serviços no PIB municipal. De acordo com dados oficiais da Prefeitura do Recife (Recife, 2023), o setor de serviços, que engloba as atividades comerciais, representou aproximadamente 69,07 % do PIB local no período analisado, sendo este valor adotado para a estimativa. Essa abordagem permite relacionar diretamente a magnitude econômica do setor de comércio/serviços ao PIB municipal, fornecendo uma base quantitativa para a avaliação de impactos econômicos decorrentes de eventos de alagamento.

$$VAB_{com_diário} = PIB_{Recife} * \text{percentual de participação do comércio no PIB} \quad (11)$$

O cálculo dos custos associados à paralisação do transporte público foi realizado por meio da Equação 12, na qual N_{trans} representa o número de passageiros que deixaram de utilizar as linhas de transporte da região em decorrência do evento extremo, e V_{pas} corresponde ao valor da tarifa urbana vigente durante o período de interrupção. Ambos os parâmetros foram obtidos a partir de dados oficiais disponibilizados pelo Consórcio Grande Recife (2025), garantindo a consistência e representatividade das estimativas para a análise de impacto econômico.

$$C_{trans} = N_{trans} * n_{par} * V_{pas} \quad (12)$$

3.5.2 Custo de danos devido a alagamentos pela metodologia de Machado *et al.* (2005)

A segunda metodologia para análise de custo foi baseada no estudo desenvolvido por Batista, Ribeiro Neto e Coutinho (2020) que aplicou a análise de custo elaborada por Machado *et al.* (2005). De acordo com os autores, as funções de perda ou curvas de dano em função da profundidade são as principais ferramentas de análise de danos, sendo aceitas

internacionalmente e cientificamente reconhecidas. No entanto, há uma carência permanente de dados e, consequentemente, dificuldade na validação de modelos e estimativas de prejuízos. Por essa razão, a transferência de funções é uma opção metodológica amplamente utilizada na literatura. Nesse caso, é necessário cuidado na escolha das curvas para que se aproxime ao máximo das características locais (Amadio *et al.*, 2019; Cammerer, Thieken, e Lammel, 2013). Para a presente pesquisa, foram selecionados dois estudos brasileiros para aplicação no Nordeste do Brasil.

Machado *et al.* (2005) estabeleceram uma função de perda para o município de Itajubá, em Minas Gerais, Sudeste do Brasil. Os dados se referem a alagamento do ano 2000, que afetou mais de 70% da área urbana. Os danos a edificações e seus conteúdos foram estimados por meio de levantamento empírico com questionários e dados censitários da população, além de uma etapa baseada na norma NBR 12721 (ABNT, 2006), que trata da avaliação de custos de construção para incorporação imobiliária e outras disposições para edificações. Essa norma apresenta projetos-padrão para diferentes tipos de edificações, definidos pelo número de pavimentos, número de dependências por unidade, diferentes acabamentos, materiais utilizados e despesas administrativas com mão de obra e equipamentos, representando o custo parcial da obra de um determinado padrão construtivo. Além disso, a norma estabelece tipos padrão de residências unifamiliares: alto, normal, popular e baixo (Batista, Ribeiro Neto e Coutinho, 2020).

O custo unitário é definido em R\$/m². O valor é parcial, principalmente porque vários componentes do preço final não são incluídos e porque se refere a um projeto de referência padrão. Ou seja, esse indicador permite uma estimativa quantitativa baseada em um valor proporcional a um tipo de edificação, e não em seu preço real. Tal procedimento tem se mostrado confiável, uma vez que edificações do mesmo tipo apresentam curvas de dano em função da profundidade semelhantes, independentemente de seu valor atual (Merz, Thieken, Gocht, 2007).

Esta metodologia aplica funções de perda em função da profundidade da lâmina d'água, desenvolvidas por Machado *et al.* (2005) a partir de dados empíricos coletados em Itajubá/MG. A função é aplicada para áreas residenciais classificadas em diferentes classes socioeconômicas. Essas classes são definidas em ordem decrescente de poder aquisitivo pelo Critério Brasil (ABEP, 2018), que é um sistema de pontuação que define classes sociais com base na quantidade de bens domésticos e no nível de escolaridade do chefe de família. A equação utilizada nesta pesquisa refere-se às classes C e D, sendo representada pela Equação 13.

$$D = 68,6 + 21,6 * \ln(d) \quad (13)$$

Em que, D é o dano estimado por unidade de área (R\$/m²) e d é a profundidade do alagamento (m).

Sendo o custo total (C_t) obtido pelo produto do dano estimado por unidade de área (D) pela área alagada (A_{alagada}), conforme a Equação 14.

$$C_t = D * A_{inundada} \quad (14)$$

3.5.3 Custo de danos devido a alagamentos pela metodologia de Salgado (1995) e Nagem (2008)

A terceira metodologia utiliza a Equação 15, desenvolvida por Salgado (1995) e atualizada por Nagem (2008). As curvas resultaram de uma análise sintética, com o dano estimado por meio de um projeto-padrão de tipologia residencial. Onde, CRE é o custo dos danos às residências, CUB é o custo unitário básico da construção, PED é o percentual da edificação danificada, obtido com base na altura da lâmina d'água de acordo com Nagem (2008) e AC é a área construída alagada. O CUB é obtido a partir da norma NBR 12721 (ABNT, 2006), com valores tabulados e publicados mensalmente pelos sindicatos da construção civil (SINDUSCON, 2025). O PED varia conforme a classe econômica e a profundidade da água. Essa metodologia utiliza parâmetros normativos e padronizados, garantindo comparabilidade com indicadores oficiais da construção civil no Brasil.

$$CRE = 0,5 * CUB * PED * AC \quad (15)$$

Para manter uma base comparativa comum entre as curvas aplicadas, adotou-se o mesmo tipo de construção e classe econômica para toda a área residencial. Segundo Nagem (2008), as classes C e D correspondem à tipologia “residência de baixo padrão”. Os parâmetros CUB e PED foram então ajustados para essas classes e tipologia.

A área construída alagada (AC) considera o padrão de urbanização do local. Diante da falta de dados relativos aos lotes e, consequentemente, às edificações, utilizou-se a caracterização secundária do centro urbano do município de Cabo de Santo Agostinho, permitindo a aplicação das curvas.

3.5.4 Custo de incentivo fiscal

A atuação preventiva no desenvolvimento urbano reduz o custo da solução dos problemas relacionados com a água (Tucci, 2004). Destacando-se a aplicação de incentivos fiscais para a implementação das técnicas compensatórias pelos cidadãos. Conforme elucida Jahnke, Willani e Araujo (2013), para incentivar o modelo sustentável surgiram projetos de Leis Municipais versando sobre a possível redução do IPTU quando forem constatadas práticas sustentáveis ou que promovam ações benéficas ao meio ambiente.

A redução nos valores ganhos em IPTU pelo governo, foi calculada como custo de incentivo à implantação das tecnologias verdes. O custo do incentivo fiscal corresponde à renúncia anual de arrecadação do IPTU em função do desconto concedido aos imóveis que adotarem telhados verdes. Para cada imóvel, o valor do incentivo é obtido pela multiplicação do valor do IPTU pelo percentual de desconto aplicado. De forma agregada, o cálculo pode ser expresso pela Equação 16.

$$C_{incentivo} = N_{imóveis} * V_{m^2} * A_{média} * alíquota * t_{desconto} \quad (16)$$

Em que, $N_{imóveis}$ representa o número de imóveis beneficiados, V_{m^2} é o valor venal médio do metro quadrado, $A_{média}$ a área construída média por imóvel, alíquota a taxa utilizada para cálculo do IPTU e $t_{desconto}$ o percentual de desconto concedido. Assim, o custo total do programa é dado pela soma da renúncia fiscal associada a todos os imóveis participantes.

O número de imóveis foi obtido a partir dos dados extraídos do processamento com sensoriamento remoto, assim como a área média de cada imóvel. A alíquota utilizada foi determinada a partir das informações oficiais disponibilizadas pela Prefeitura do Recife (Recife, 2025).

Os municípios estabelecem faixas diferentes de desconto, logo, com a finalidade de analisar a sensibilidade do custo a partir da alteração dessa variável e capturar a variabilidade observada, foram rodados 3 cenários para o desconto do IPTU: (i) cenário conservador, foi estipulado um desconto de 5%, compatível com cidades que adotam descontos modestos, como por exemplo o município de Limeira em São Paulo (Limeira, 2023); (ii) cenário moderado, sendo aplicado um desconto de 10%, valor frequentemente adotado como padrão em programas municipais e suficiente para estimular adesão, como no caso da capital de Salvador na Bahia (Salvador, 2017); (iii) cenário otimista, sendo estipulado um desconto de 20%, adotado em políticas mais enfáticas, como é o caso de Belo Horizonte em Minas Gerais (Belo Horizonte, 2021).

A análise de viabilidade econômica, portanto, foi realizada a partir do comparativo entre os custos potenciais de risco de alagamento e os custos decorrentes da implementação dos incentivos fiscais, permitindo avaliar a efetividade da política de estímulo às tecnologias compensatórias como estratégia de mitigação de impactos urbanos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos ao longo do desenvolvimento da pesquisa. Inicialmente, aborda-se a escolha, definição e caracterização da área de estudo, etapa fundamental para a contextualização das análises realizadas. Em seguida, são discutidos os resultados da modelagem hidrológica em escala localizada, aprofundando a compreensão dos processos hidrológicos em nível pontual. Posteriormente, apresentam-se os resultados da modelagem hidrológica em escala de bacia urbana, permitindo uma análise integrada do comportamento hidrológico dos telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva no contexto urbano. Por fim, são discutidos os resultados da análise de viabilidade financeira, avaliando a aplicabilidade econômica das soluções propostas.

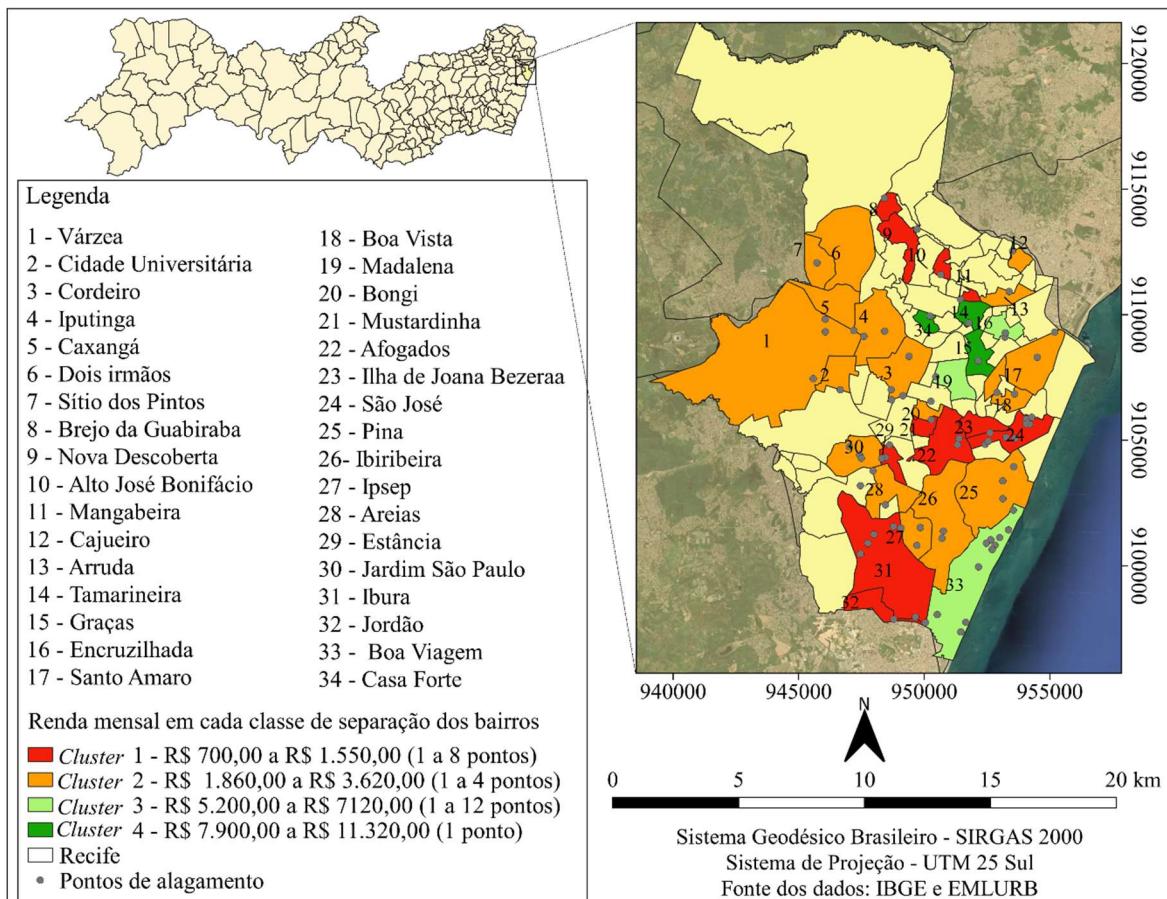
4.1 Clusterização

Na Figura 17 é possível visualizar a geoespecialização dos pontos de inundações fornecidos pelo banco de dados da Autarquia de Manutenção e Limpeza Urbana de Recife (EMLURB), bem como a classificação dos bairros em cada conjunto (*cluster*). Na região Sul de Recife verificou-se a concentração de 12 pontos de alagamento, especificamente no bairro de Boa Viagem (representado pela numeração 33).

No bairro do Ibura foram constatados 04 pontos de alagamento, enquanto que os bairros da Imbiribeira e do Ipsep apresentaram 03 pontos cada em seu território. Nos bairros que correspondem a Linha Leste-Oeste da cidade de Recife, os pontos de inundações estão concentrados nos bairros Cordeiro, Iputinga, Caxangá, Várzea e Cidade Universitária, principalmente na fronteira entre eles, onde foram identificados de 02 a 04 pontos em cada bairro supracitado.

Outro componente importante considerado para a clusterização foi a variável renda média nominal de cada bairro. Conforme os dados socioeconômicos do IBGE, foi possível a verificação e análise da distribuição espacial da renda na cidade do Recife. Observou-se que os bairros Várzea, Cidade Universitária, Caxangá, Iputinga possuem renda média nominal de R\$ 1.860,00 a R\$ 3.620,00 reais, sendo o segundo intervalo com menor renda média nominal.

Figura 17 – Clusterização por quantidade de pontos de alagamento.



Fonte: A Autora (2026).

O processo de clusterização segregou os bairros em 4 conjuntos (*4 clusters*), o primeiro *cluster* (*Cluster 1*, representado pela coloração vermelha) refere-se aos bairros com maior quantidade de pontos de alagamento e menor renda nominal mensal (R\$ 700,00 a R\$ 1.550,00). O segundo *cluster* (*Cluster 2*, representado pela coloração laranja) apresenta os bairros com quantidade de pontos de alagamento significativa e rendimento mensal entre R\$ 1.860,00 a R\$ 3.620,00. O terceiro *cluster* (*Cluster 3*, representado pela coloração verde claro) é caracterizado por bairros com até 12 pontos de alagamento e elevado rendimento mensal (R\$ 5.200,00 a R\$ 7.120,00). E o quarto *cluster* (*Cluster 4*, representado pela coloração verde escuro) apresenta os bairros com pouco pontos de alagamento e alto rendimento nominal mensal (R\$ 7.900,00 a R\$ 11.320,00).

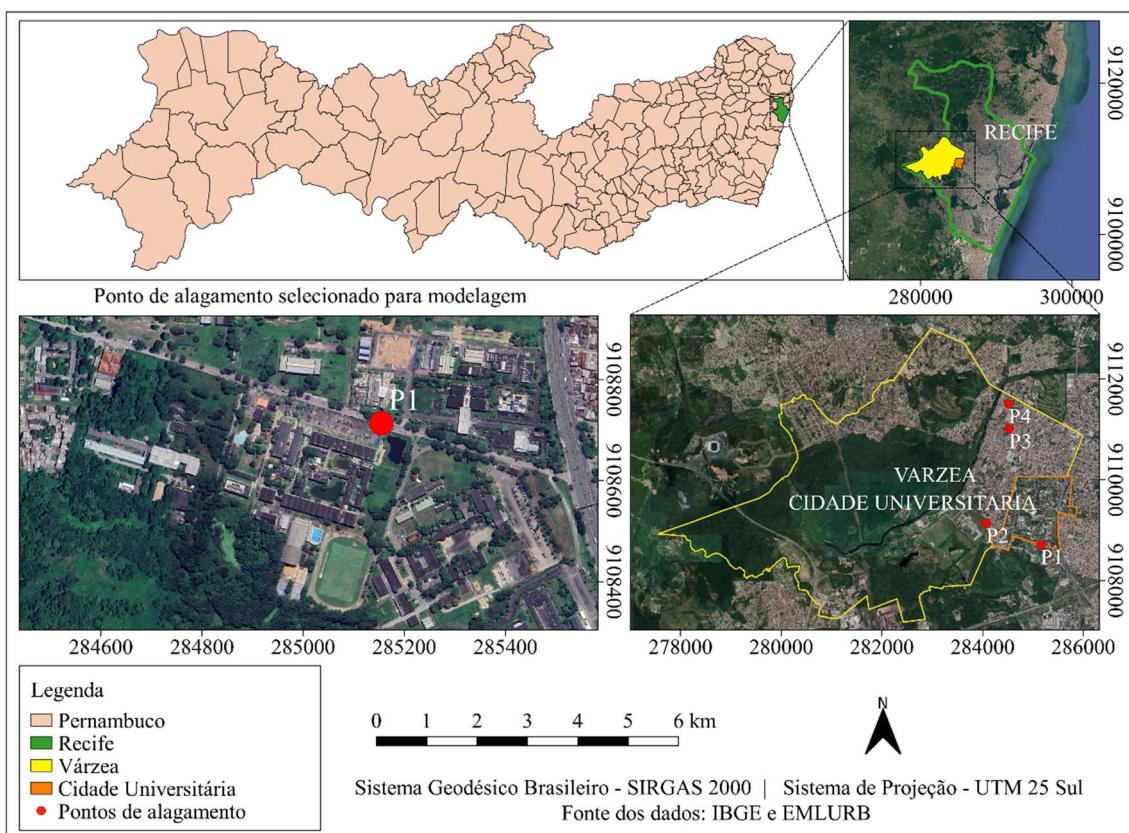
Os bairros da Várzea e da Cidade Universitária caracterizaram-se por apresentar baixa renda nominal da população residente e uma quantidade relevante de pontos de alagamento em áreas significativas, constatando esses bairros como cenário adequado para a implantação de técnica compensatória para drenagem urbana. Evidenciou-se que a aplicação da clusterização

pelo algoritmo *k-means* apresentou elevada eficiência para a análise dos bairros com estado mais crítico com relação aos critérios de pontos de inundação e rendimento nominal mensal.

4.2 Detalhamento da área selecionada pós-clusterização

A área de estudo (Figura 18) situa-se na região Nordeste, na Região Metropolitana de Recife (RMR), no estado de Pernambuco, especificamente nos bairros da Várzea e Cidade Universitária. A cidade do Recife está localizada nas coordenadas $8^{\circ} 04' 03''$ de latitude sul, $34^{\circ} 55' 00''$ de longitude oeste. Conforme os dados do IBGE (2023), a capital pernambucana apresenta extensão territorial de 218,843 km², com população estimada no ano de 2020 de 1.653.461 habitantes, e uma densidade demográfica de 7.039,64 hab./km².

Figura 18 – Área de estudo selecionada.



Fonte: A Autora (2026).

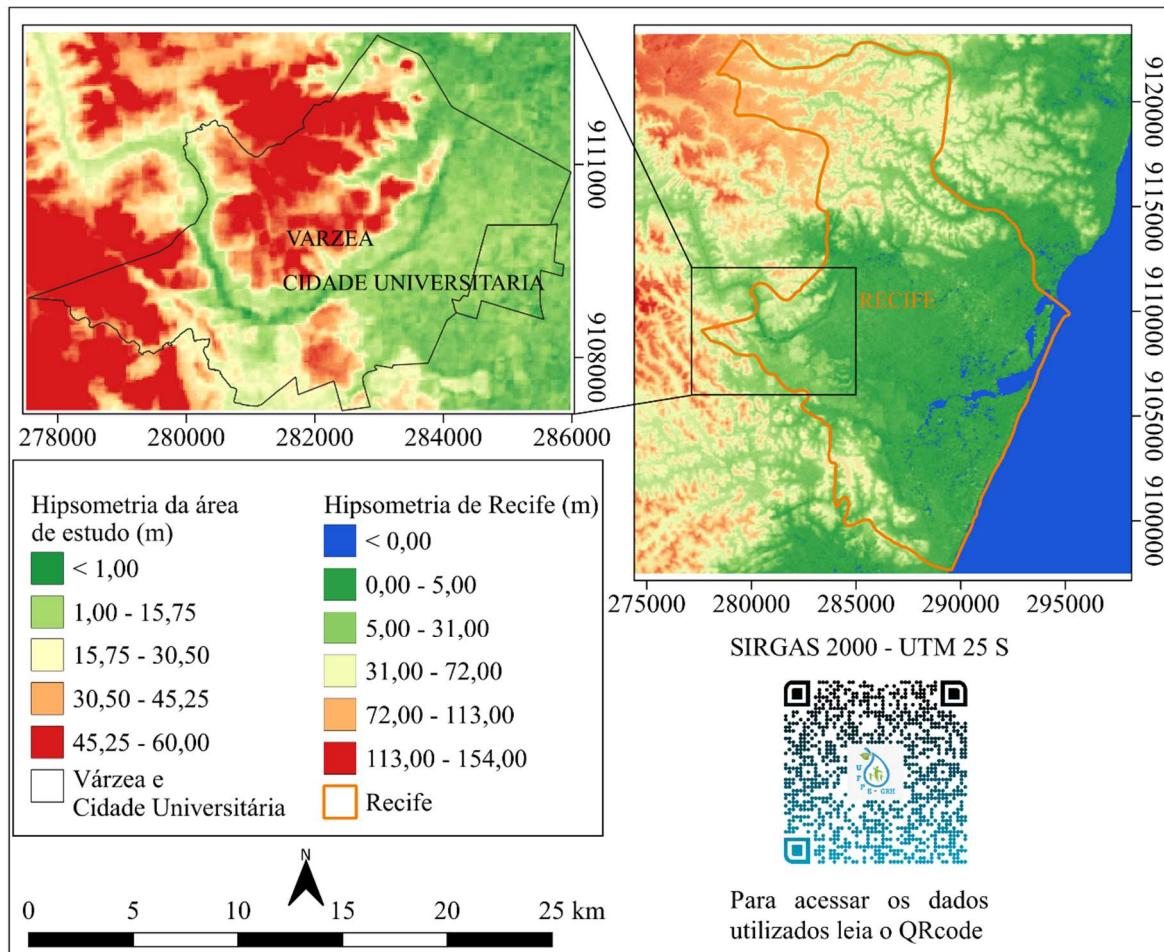
Os bairros Várzea e Cidade Universitária estão situados na Região Político Administrativa 4 (RPA 4), na Zona Oeste. O bairro da Várzea é considerado o segundo maior bairro em extensão do município do Recife, medindo aproximadamente 2.255 hectares e com população residente de 70.453 habitantes, conforme o Censo Demográfico de 2010. Enquanto

o bairro da Cidade Universitária possui área territorial de 162 hectares e com aproximadamente 818 habitantes (RECIFE, 2023). O cenário mais crítico de alagamento entre os pontos localizados nos bairros da Várzea e Cidade Universitária é o ponto de alagamento P1 que está localizado na Avenida Professor Luiz Freire.

A compreensão das características do relevo da área de estudo é significativamente relevante para o estudo hidrológico da região. Conforme Xu *et al.* (2024), entre os fatores que tornam uma área urbana propensa a inundações e alagamentos, estão a baixa altitude, a posição influenciada pelas marés, bem como intensas atividades humanas. Marengo *et al.* (2023) afirmam que Recife caracteriza-se por apresentar baixa altitude, influência das marés e lençol freático muito próximo da superfície.

A Figura 19 apresenta o mapa hipsometrico da área de estudo, evidencia-se que a cidade do Recife apresenta altitudes entre 5,00 m a 31,00 m em sua maioritária extensão, sendo observadas cotas mais elevadas na região norte e noroeste da cidade, caracterizada por altitudes entre 31,00 m a 72,00 m.

Figura 19 – Hipsometria da área de estudo.



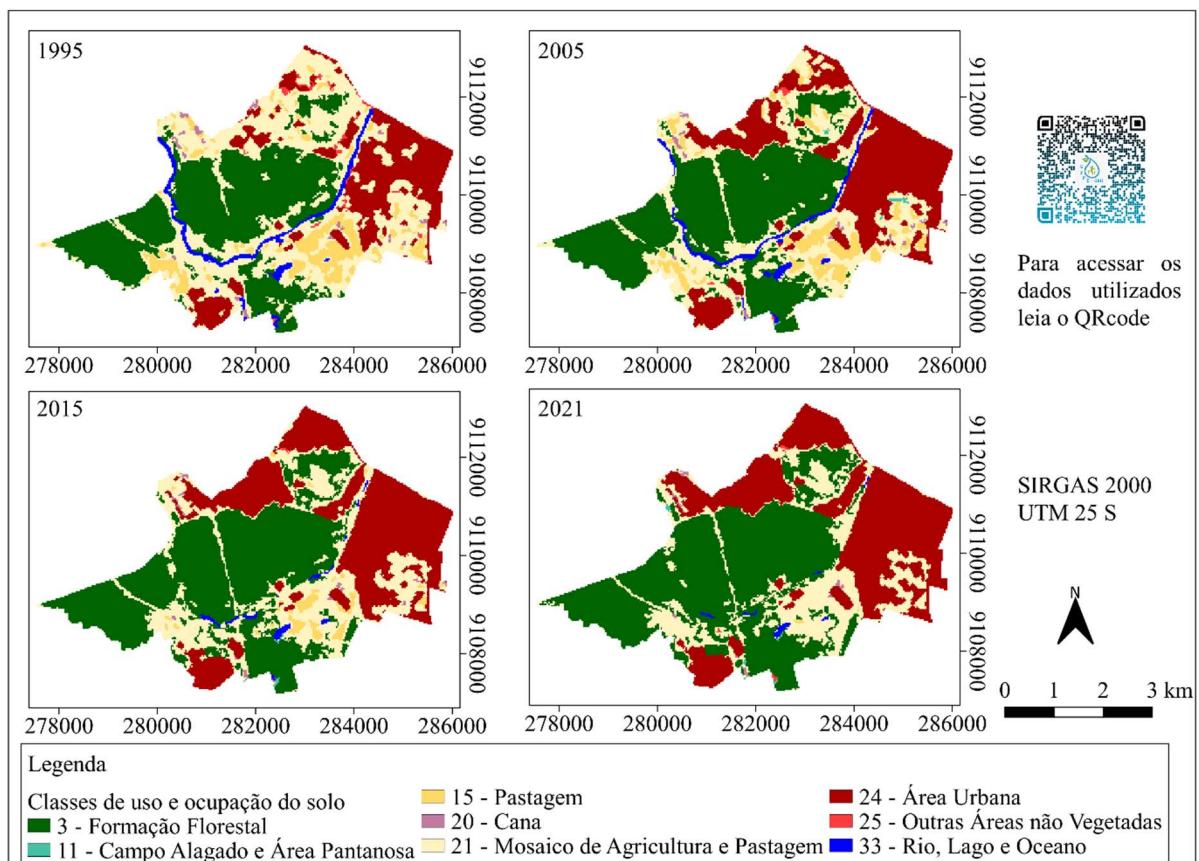
Fonte: A_Autora (2026).

Os bairros da Várzea e Cidade Universitária apresentam um relevo majoritariamente plano, caracterizado por altitudes entre 1,00 m a 15,75 m, com destaque para a porção noroeste do bairro da Várzea, onde são identificadas regiões com altitudes entre 45,25 m a 60,00 m. A análise da hipsometria da região destacou que os bairros são caracterizados por estarem em uma área predominantemente plana.

A ocorrência de problemas de drenagem urbana está diretamente relacionada com uso e ocupação do solo, e grau de urbanização da região de análise. Áreas planas com elevado grau de urbanização, podem apresentar maior risco a problemas de alagamentos em situações de chuvas extremas. Segundo Marengo *et al.* (2023), Recife tem passado por um processo de adensamento e verticalização urbana, ocupando áreas de margens e morros, e canalizando rios, a associação desses elementos dificultam a drenagem municipal adequada.

Pode-se observar, na Figura 20, as classes de uso e ocupação do solo dos bairros da Várzea e Cidade Universitária para os anos de 1995, 2005, 2015 e 2021. Ao analisar os bairros foi identificada uma classe de cobertura natural (Formação Florestal) e quatro classes de uso da terra influenciados pelo homem (Pastagem, Cana, Mosaico de Agricultura e Pastagem, Área Urbana, e Outras áreas não vegetadas).

Figura 20 – Uso e ocupação do solo da Várzea nos anos de 1995, 2005, 2015 e 2021.



Fonte: A Autora (2026).

As classes de maior predominância são: Área Urbana abrangendo aproximadamente 32,22% da área, e Formação Florestal abrangendo aproximadamente 46% da área. Destacou-se uma maior porcentagem de área urbana nas regiões norte e leste da área de estudo.

Evidenciou-se, na Tabela 9, que entre os anos de 1995 a 2021 ocorreu um aumento significativo na área correspondente à Área Urbana, em 1995 o valor era de 4,18 km² e aumentou para 7,76 km² no ano de 2021, no que se refere a área ocupada por corpos hídricos, indicada pela classe Rios, Lagos e Oceano, observou-se uma redução, no ano de 1995 o valor da área era de 0,72 km² e passou a ser de 0,10 km² para o ano de 2021.

As classes referentes a áreas com presença de vegetação sofreram reduções significativas, para o ano de 1995 a área referente a Mosaico de Agricultura e Pastagem era de 8,60 km² e passou a ser de 5,01 km² no ano de 2021, as áreas classificadas como Pastagem apresentaram valor de 1,86 km² no ano de 1995, sofrendo redução para 0,02 km² no ano de 2021.

Tabela 9 – Classes de uso e ocupação do solo com a respectiva área.

Código	Nome	Área (Km ²)			
		1995	2005	2015	2021
3	Formação Florestal	8,36	9,54	10,33	11,08
11	Área Úmida	0,00	0,05	0,02	0,03
15	Pastagem	1,86	1,59	0,50	0,02
20	Cana	0,18	0,13	0,10	0,07
21	Mosaico de Agricultura e Pastagem	8,60	5,92	5,75	5,01
24	Área Urbana	4,18	6,25	7,20	7,76
25	Outras áreas não vegetadas	0,18	0,05	0,01	0,03
33	Rio, Lago e Oceano	0,72	0,56	0,18	0,10

Fonte: A Autora (2026).

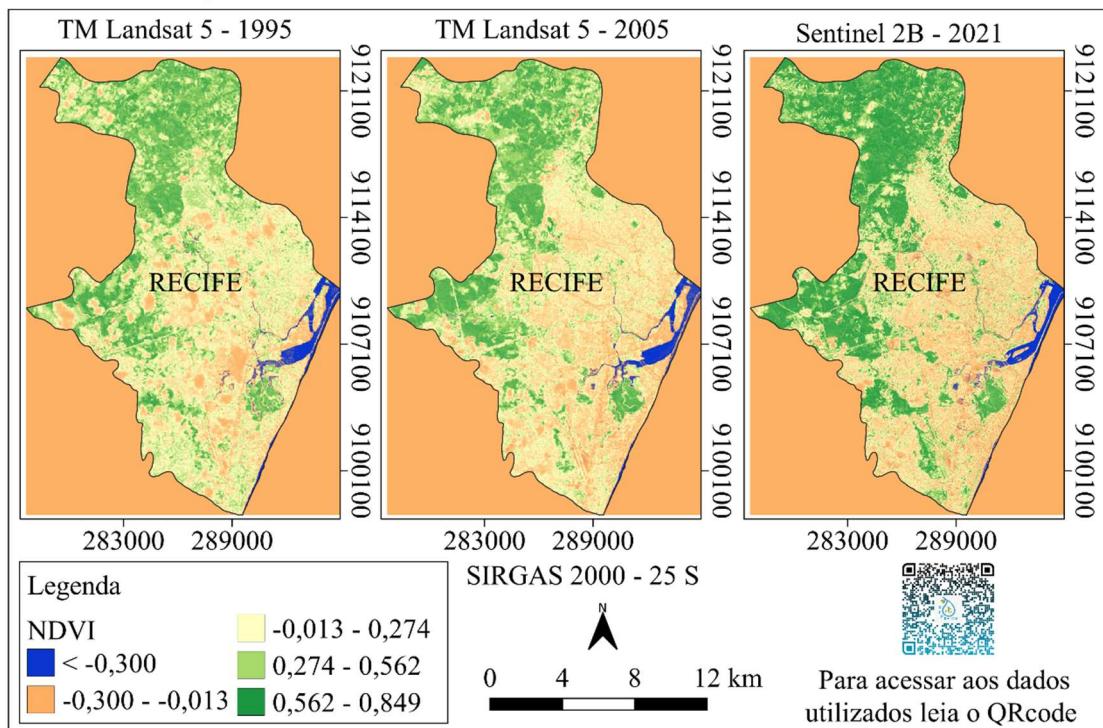
A análise do uso e ocupação do solo evidenciou que entre 1995 a 2021 ocorreu um aumento de 46,13% das áreas com maior densidade urbana (áreas impermeáveis) e uma redução de 52,92% das áreas com vegetação (áreas permeáveis). Essa redução é notada também na análise do NDVI. A carta georreferenciada no NDVI encontra-se na Figura 21, a análise do índice evidenciou que há uma redução das áreas vegetadas, classificadas entre 0,274 e 0,849.

Nos anos de 1995 e 2005 são evidenciadas uma maior presença de áreas classificadas entre 0,274 e 0,562, identificadas pela coloração verde, caracterizando a presença de vegetação. Para o ano de 2021 é evidenciado a redução do valor do índice para a classe de -0,013 a ,0274, identificadas pela coloração amarela, corroborando com o aumento das áreas com menor cobertura vegetal.

Tal fator é evidenciado na análise da carta georreferenciada do NDBI, na Figura 22, evidenciou-se o aumento do valor do índice no ano de 2021, em comparação com os anos de 1995 a 2005. A maior predominância de área urbana é caracterizada pela classe de 0,119 a 0,410, identificadas pela coloração marrom.

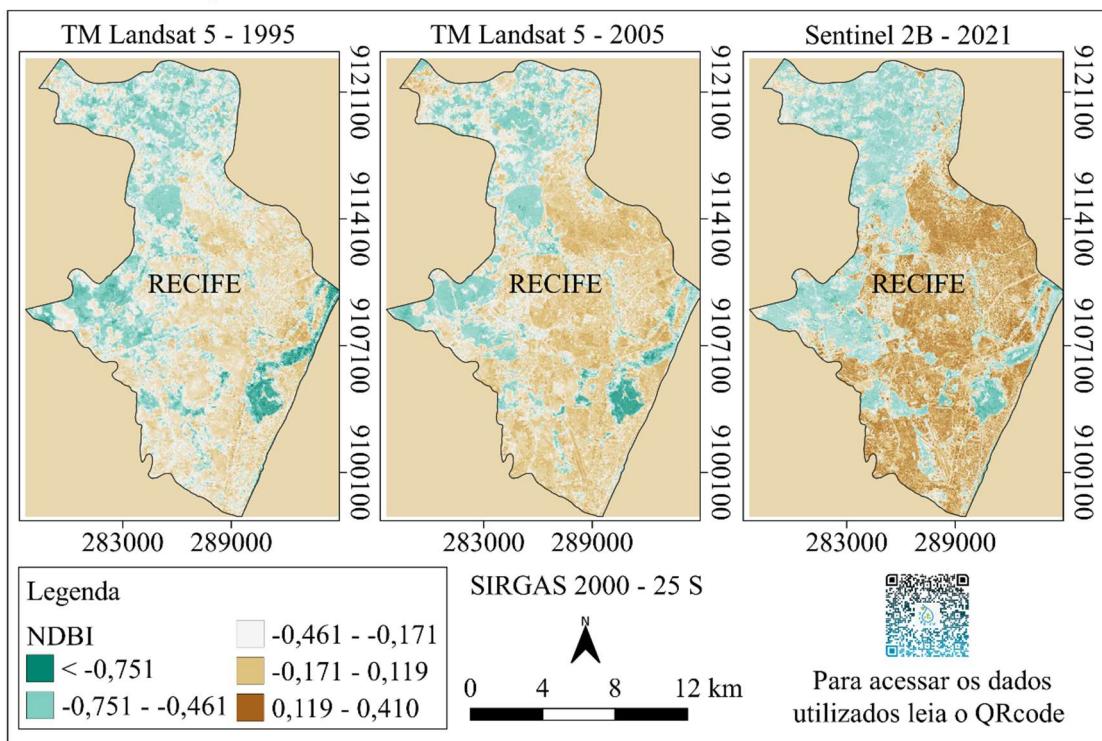
A redução das áreas vegetadas e aumento das áreas imperáveis é um fator agravante para problemas ambientais e de drenagem urbana. Albuquerque e Lopes (2016) afirmaram que a arborização das cidades possui forte influência na amenização climática, a vegetação exerce uma importante função de proteger o solo, facilitar a infiltração, precipitação, e reduz o escoamento superficial.

Figura 21 – NDVI da cidade do Recife nos anos de 1995 a 2021.



Fonte: A Autora (2026).

Figura 22 – NDBI da cidade do Recife nos anos de 1995 a 2021.



Fonte: A Autora (2026).

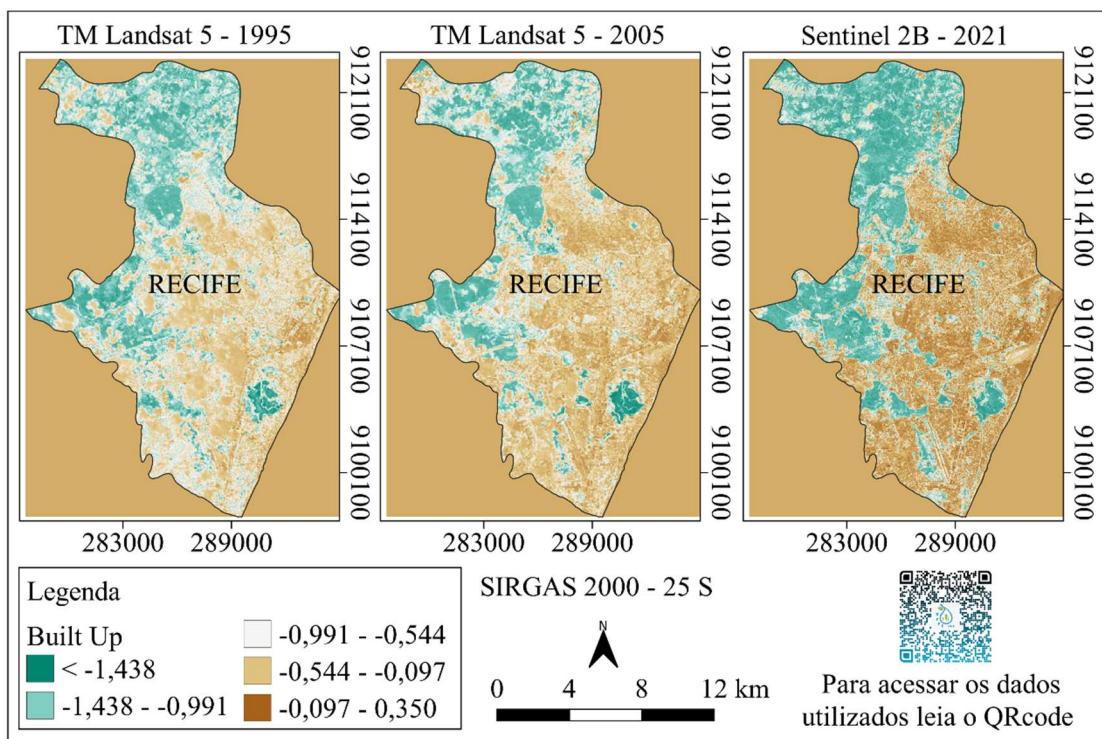
Como forma de aperfeiçoar a análise do crescimento urbano de Recife, o Built-Up Index foi escolhido para a extração da superfície construída por sua precisão na separação de área urbana e solo exposto, conforme He *et al.* (2010).

A aplicação do Built-Up possibilita a avaliação do adensamento das áreas construídas e defini com maior precisão os limites entre as áreas rurais e urbanas. O Built-Up apresentou valores entre -0,991 a -0,544 para o ano de 1995, na área correspondente a infraestrutura urbana, para o ano de 2005 observou-se que ocorreu uma elevação do índice (entre -0,544 a -0,097) caracterizada pela intensificação da coloração marrom. O ano de 2021 apresentou valores de Built-Up entre -0,097 a 0,350, identificando que ocorreu um aumento na densidade urbana da cidade (Figura 23).

A análise integrada da hipsometria, do índice Built-Up e do NDVI evidencia a atuação conjunta de condicionantes hidrológicos que potencializam a ocorrência de alagamentos na área de estudo. O relevo predominantemente plano reduz os gradientes topográficos e, consequentemente, a eficiência do escoamento superficial, favorecendo a acumulação de água em superfície. Paralelamente, o aumento expressivo das áreas construídas, indicado pela elevação dos valores do Built-Up, reflete a intensificação da impermeabilização do solo, associada à redução da capacidade de infiltração e ao aumento do coeficiente de escoamento. A concomitante diminuição dos valores de NDVI indica a perda de cobertura vegetal,

implicando menor interceptação da chuva, redução da rugosidade superficial e diminuição da evapotranspiração. A combinação desses fatores constitui um condicionante hidrológico preponderante para o aumento do escoamento superficial, resultando em respostas hidrológicas mais rápidas, com redução do tempo de concentração, elevação dos picos de vazão e sobrecarga do sistema de drenagem urbana, especialmente durante eventos de chuva intensa, o que favorece a ocorrência de alagamentos.

Figura 23 – Built-up da cidade do Recife nos anos de 1995 a 2021.



Nesse sentido, o telhado verde configura-se como uma resposta técnica adequada às condições urbanas do Recife, onde o relevo plano, a elevada impermeabilização e a redução da cobertura vegetal favorecem respostas hidrológicas rápidas e alagamentos. A capacidade de armazenamento do sistema está associada à composição granulométrica e à espessura do substrato, que controlam a porosidade e a condutividade hidráulica, influenciando os processos de retenção e percolação.

A partir dessa perspectiva, a implementação de telhados verdes mostra-se uma ferramenta eficaz para mitigar esses problemas, sendo seu desempenho condicionado às características da vegetação (morfologia e idade) e do substrato (espessura e composição), conforme Santos *et al.* (2013). A caracterização da composição granulométrica do solo da

cobertura vegetada é um dado de entrada necessário para a modelagem hidrológica. Na Tabela 10 está apresentada a fração granulométrica do solo do telhado verde, assim como a porcentagem de matéria orgânica e densidade das partículas (ρ) dos mesmos.

Tabela 10 - Fração granulométrica do solo do telhado verde.

Argila (%)	Areia (%)	Pedregulho (%)	Silte (%)	ρ (g/cm ³)
13	82	1	4	2,555

Fonte: A Autora (2026).

As características da vegetação, morfologia e idade, são particularmente responsáveis pelo retardo no escoamento devido à interceptação da água pela folhagem existente, ou seja, efeito retenção. O solo do telhado vegetado apresenta uma fração considerável de areia, proporcionando ao substrato maior porosidade em seu perfil. Segundo Reichardt (1987), isso influi diretamente no tempo necessário para que o solo atinja o estado de saturação.

4.3 Modelagem hidrológica utilizando *Machine Learning* (ML)

Foram realizados consecutivos testes de modelagem, alterando-se as variáveis selecionadas como preditoras e a variável de saída, os resultados obtidos para as métricas de desempenho com base em cada teste são demonstrados na Tabela 11.

As variáveis preditoras, são as variáveis de entrada que posteriormente podem ser fornecidas pelo usuário do modelo para simulação da vazão em outras condições diferentes das testadas. Destaca-se que reduzir a quantidade de variáveis preditoras mantendo a precisão e a robustez do modelo, possibilita uma maior agilidade e facilidade de simulação de vazões futuras, conhecendo-se apenas o tipo de cobertura a ser simulada, a intensidade da chuva ocorrida, e o tempo de duração da precipitação, gerando como resposta de saída do modelo a vazão escoada da cobertura.

O Modelo 3 destacou-se por apresentar a quantidade de variáveis preditoras, possibilitando a previsão de vazões com o mínimo de informações de entrada possíveis, e bons resultados das métricas estatísticas de desempenho. O modelo de ML criado analisa o comportamento dos dados inseridos realizando a previsão da vazão de saída, ou da vazão de escoamento, com base no tipo de telhado executado, na intensidade da chuva, e no tempo de duração do evento, compreendendo o comportamento de escoamento para cada tipo de cobertura, com uma elevada precisão. Os dados para o Modelo 3 foram: R^2 de 0,86, implicando que aproximadamente 86% da variabilidade nos dados de resposta é explicada pelo mesmo;

MSE de 0,0001; MAE de 0,0054, indicando que a variação entre o valor da vazão observada e prevista é significativamente pequena, e r de 0,93, indicando que a correlação entre as variáveis utilizada é de 93%, correspondendo a uma alta correlação. Com base nessas métricas, pode-se afirmar que o Modelo 3 tem um desempenho muito bom na explicação do comportamento dos dados, sendo considerado como um bom modelo preditor.

Tabela 11 – Variáveis selecionadas e métricas de desempenho das modelagens testadas.

	Variáveis preditoras (VP)	Quantidade de VP	Variável de saída	Métrica de desempenho	Valor obtido	Valor Padrão
Modelo 1	Co; t (h e s); Ch (Tipologia e mm/h)	5	V (L)	R ²	0,83	~1
				MAE	1,788	Menor possível
				MSE	26,19	Menor possível
				Pearson	0,846	> 0,7
Modelo 2	Co; t (h e s); Ch (mm/h); V (L)	5	Q (L/s)	R ²	0,99	~1
				MAE	0,001	Menor possível
				MSE	4,924	Menor possível
				Pearson	0,99	> 0,7
Modelo 3	Co; t (s); Ch (mm/h)	3	Q (L/s)	R ²	0,86	~1
				MAE	0,0054	Menor possível
				MSE	0,0001	Menor possível
				Pearson	0,93	> 0,7
Modelo 4	Co; t (s); Ch (mm/h); V (L)	4	Q (L/s)	R ²	0,94	~1
				MAE	0,0028	Menor possível
				MSE	1,084	Menor possível
				Pearson	0,97	> 0,7

Legenda: Co – Cobertura, t – Tempo, Ch – Chuva, V – Volume, Q – Vazão, R² - Coeficiente de Determinação, MSE - Erro Quadrático Médio, MAE - Erro Médio Absoluto, Pearson - Coeficiente de Pearson.

Fonte: A Autora (2026).

O banco de dados de entrada do Modelo 3 foi dividido em 3 conjuntos, considerando diferentes eventos pluviométricos (Modelo 3A: 150,11 mm/h; Modelo 3B: 207,25 mm/h; Modelo 3C: 264,36 mm/h). Cada conjunto isolado (A, B e C) foi utilizado como dado de entrada no Modelo 3 a fim de avaliar a precisão dos conjuntos separadamente. Considerando os dados simulados, as métricas estatísticas de desempenho calculadas estão apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12 – Métricas de desempenho do Modelo 3 para cada evento pluviométrico.

Métrica de desempenho	Chuva (mm/h)		
	Modelo 3A: 150,11	Modelo 3B: 207,25	Modelo 3C: 264,36
R ²	0,93	0,86	0,82
MAE	0,0028	0,0038	0,0061
MSE	1,63 x 10 ⁻⁵	7,24 x 10 ⁻⁵	1,51 x 10 ⁻⁴
Pearson	0,97	0,93	0,91

Fonte: A Autora (2026).

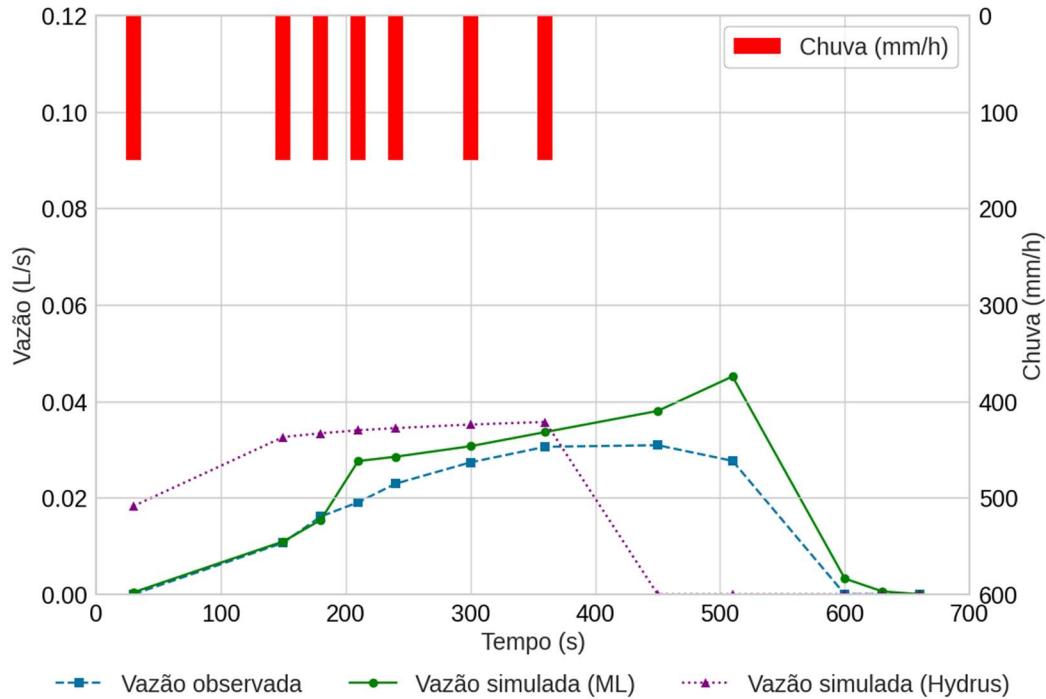
Evidencia-se que a modelagem com os dados referentes à chuva com intensidade de 150,11 mm/h apresentou melhor desempenho de predição, os eventos pluviométricos de maiores intensidades apresentaram uma pequena redução do R². Entretanto, todas as simulações apresentaram boas métricas de desempenho, indicando que o modelo com ML apresenta elevada capacidade de predição.

De forma comparativa, o telhado verde foi modelado utilizando o *software* Hydrus-1D, com as mesmas configurações do Modelo 3, as curvas das vazões de escoamento, observada e simulada, em função do tempo, no telhado verde, são demonstradas na Figura 24.

Os dados de vazão coletados diretamente do experimento de campo são observados na linha de coloração azul, os dados de vazão simulados, ou preditos, a partir do modelo de ML são denotados pela linha de coloração verde, e os dados de vazão simulados pelo *software* Hydrus-1D são identificados pela linha roxa. Destaca-se a semelhança nas curvas de vazão observada e simulada com ML, evidenciando a precisão de simulação gerada pelo modelo. A comparação dos dados de vazão observada e simulada é realizada a partir da análise apresentada na Tabela 13.

Evidencia-se que a vazão observada no experimento de campo e a vazão simulada com o modelo de ML, apresentam valores significativamente próximos. Em 83,3% dos dados a diferença entre as vazões, observada e simulada com ML é menor que 6 x 10⁻² L/s, sendo a maior diferença observada no intervalo de tempo de 510 segundos.

Figura 24 – Vazão simulada para o telhado verde.



Fonte: A Autora (2026).

Tabela 13 – Vazões de escoamento no telhado verde.

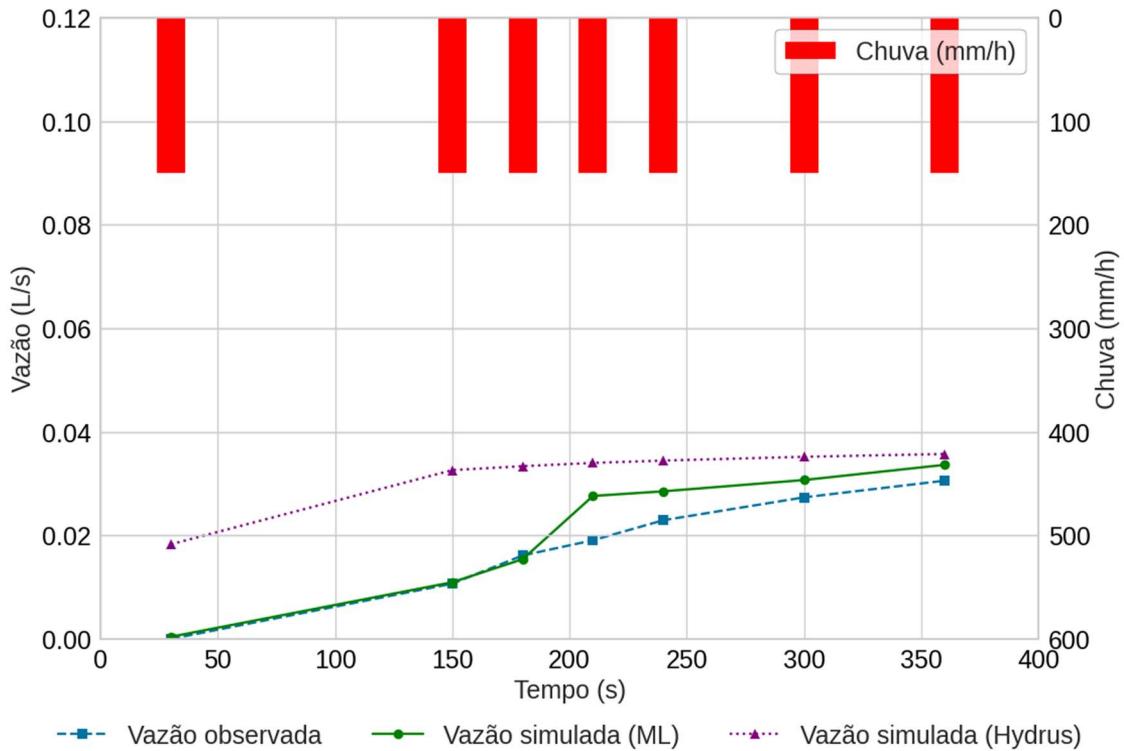
Tempo (s)	Chuva (mm/h)	Vazão observada	Vazão simulada (ML)	Vazão simulada - Hydrus
30	150,11	0,000	0,000	0,018
150	150,11	0,011	0,011	0,033
180	150,11	0,016	0,015	0,033
210	150,11	0,019	0,028	0,034
240	150,11	0,023	0,029	0,034
300	150,11	0,027	0,031	0,035
360	150,11	0,031	0,034	0,036
450	0,00	0,031	0,038	0,000
510	0,00	0,028	0,045	0,000
600	0,00	0,000	0,003	0,000
630	0,00	0,000	0,001	0,000
660	0,00	0,000	0,000	0,000

Fonte: A Autora (2026).

Realizou-se um recorte para a visualização dos dados da vazão observada e simulada do telhado verde no intervalo de 30 segundos a 360 segundos, referente ao período de simulação da precipitação (Figura 25). Evidenciou-se que há semelhança nas curvas de vazão observada e simulada com ML e com o Hydrus, entretanto no período de 30 segundos a 180 segundos, há

uma maior diferença do valor simulado no *software* Hydrus em comparação com as outras vazões. Enquanto que a vazão simulada com ML apresenta valores muito semelhantes à vazão observada durante todo o período de análise.

Figura 25 - Vazão simulada para o telhado verde apenas até o fim da precipitação.

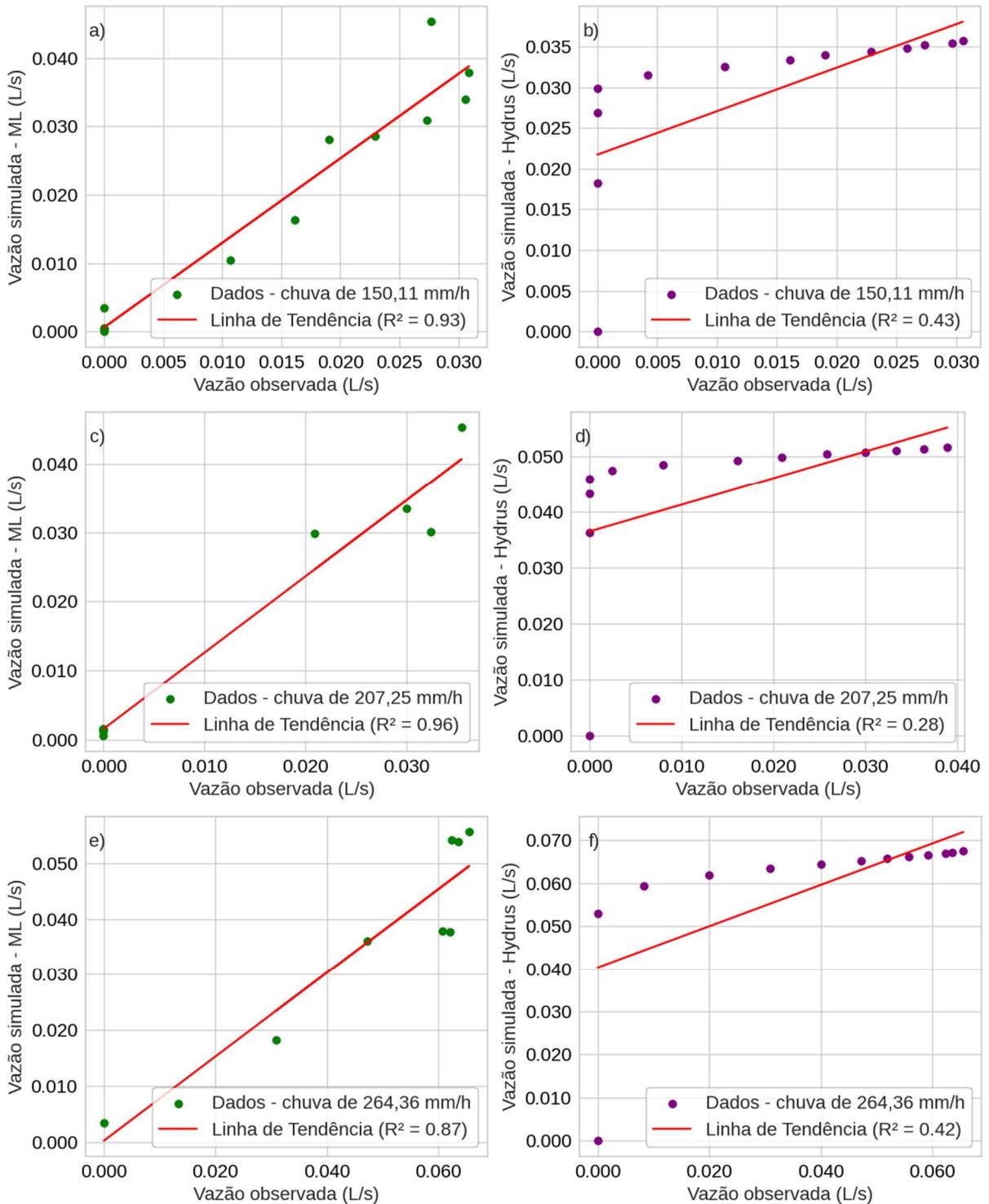


Fonte: A Autora (2026).

Na Figura 26a, observa-se o gráfico de dispersão entre os valores da vazão observada e a vazão simulada com ML para o telhado verde, considerando os dados de vazão referentes à chuva de intensidade de 150,11 mm/h, obteve-se um R^2 de 0,93, para a chuva de 207,25 mm/h o R^2 foi de 0,96 (Figura 26c), e para a chuva de 264,36 mm/h o R^2 foi de 0,87 (Figura 26e).

Na Figuras 26b, 26d e 26f, evidencia-se os gráficos de dispersão entre os valores da vazão observada e simulada com Hydrus-1D considerando a mesma cobertura. Para a chuva de 150,11 mm/h de intensidade, o R^2 obtido foi de 0,43, para a chuva de 207,255 mm/h obteve-se um R^2 de 0,28 e para a chuva de 264,36 mm/h o R^2 foi de 0,42. Os coeficientes indicaram que a simulação com o Hydrus-1D apresentou um desempenho de previsão inferior ao modelo de simulação com ML.

Figura 26 – Gráfico de dispersão entre a vazão observada e a simulada com ML e Hydrus – 1D.



Fonte: A Autora (2026).

O modelo preditivo com ML apresentou valores de vazão significativamente próximos à vazão observada, em contrapartida, com relação à simulação feita pelo *software* Hydrus-1D, são evidenciados valores de vazão com elevada diferença da observada em campo.

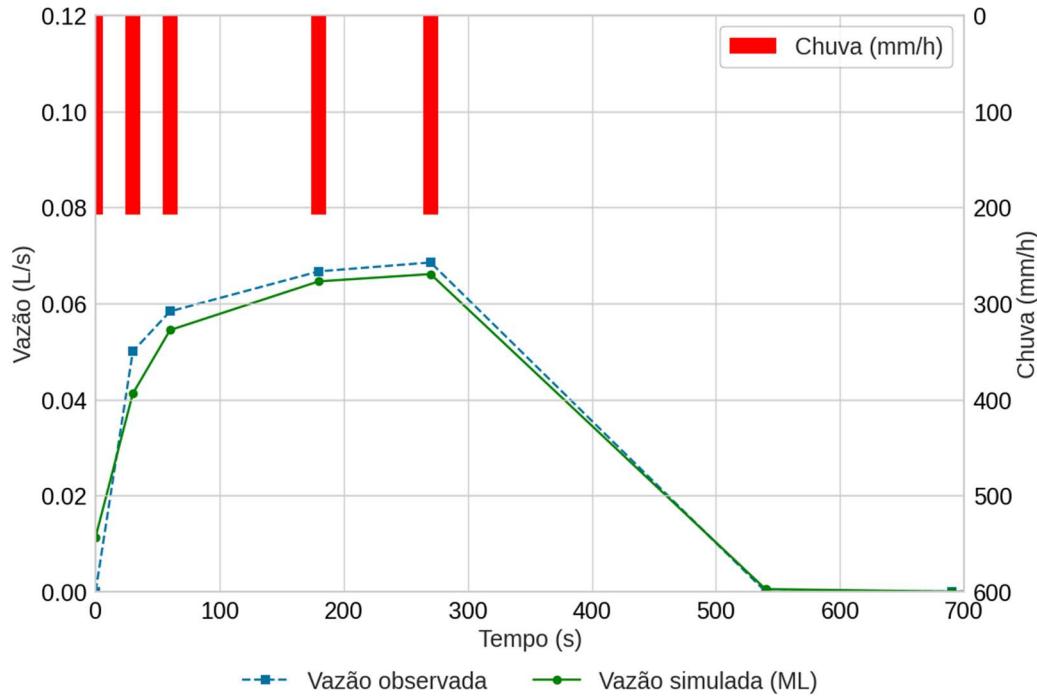
A aplicação do modelo Hydrus-1D para a simulação do escoamento superficial em telhados verdes foi realizada por Santos *et al.* (2013), os autores simularam três tipologias de telhados verdes, variando as características do substrato e da vegetação, os resultados da pesquisa evidenciaram que o Hydrus-1D apresentou um coeficiente de desempenho de 0,74. Conforme os autores, em todos os resultados obtidos, observou-se que, em geral, o modelo superestimou os valores determinados experimentalmente.

A modelagem de telhados verdes com Hydrus-1D, também foi realizada por Zhang *et al.* (2021), os autores simularam seis módulos de telhados verdes, experimentalmente testados no *campus* da Universidade Florestal de Pequim, variando as características do substrato entre cada um dos módulos. Os valores de escoamento simulados pelo *software* foram calibrados e validados com os valores de vazão experimentalmente observados, os autores ressaltaram que o modelo superestimou o valor da vazão em comparação com os dados experimentais, corroborando com os resultados destacados por Santos *et al.* (2013).

Apesar do bom desempenho do modelo de *Machine Learning*, algumas limitações devem ser consideradas. O modelo foi desenvolvido a partir de dados experimentais em escala controlada, o que pode restringir sua generalização para outras regiões, climas e configurações construtivas. Além disso, o ML possui natureza empírico-preditiva, reproduzindo padrões observados nos dados sem representar explicitamente os processos físicos do escoamento. Em contraste, o *Hydrus-1D* adota uma abordagem físico-conceitual, baseada nas propriedades hidráulicas do meio poroso, sendo mais sensível à parametrização, porém mais interpretável do ponto de vista dos processos. Assim, os resultados indicam que as duas abordagens são complementares, com o ML destacando-se pela capacidade preditiva e o *Hydrus-1D* pela fundamentação física.

A vazão de escoamento, observada e simulada com ML, em função do tempo, no telhado convencional é denotada na Figura 27. Semelhantemente aos resultados observados no telhado verde, evidenciou-se que a vazão predita pelo modelo apresenta valores muito próximos à vazão real, com diferença apenas na 3^a. casa decimal, como observado na Tabela 14.

Figura 27 – Vazão simulada para o telhado convencional.



Fonte: A Autora (2026).

Tabela 14 – Vazões de escoamento no telhado convencional.

Tempo (s)	Chuva (mm/h)	Vazão observada	Vazão simulada (ML)
0	207,25	0,000	0,011
30	207,25	0,050	0,041
60	207,25	0,058	0,054
180	207,25	0,067	0,065
270	207,25	0,069	0,066
540	0	0,000	0,001
690	0	0,000	0,000
720	0	0,000	0,000
810	0	0,000	0,000

Fonte: A Autora (2026).

Os resultados obtidos mostram que o início do ramo ascendente do hidrograma do telhado verde está deslocado em relação ao início do ramo ascendente do hidrograma do telhado convencional, apresentando um retardo no tempo de início do escoamento. Tal comportamento de retardo devido à utilização de telhados verdes também foi observado por Santos *et al.* (2013) e por Gholamnia *et al.* (2024).

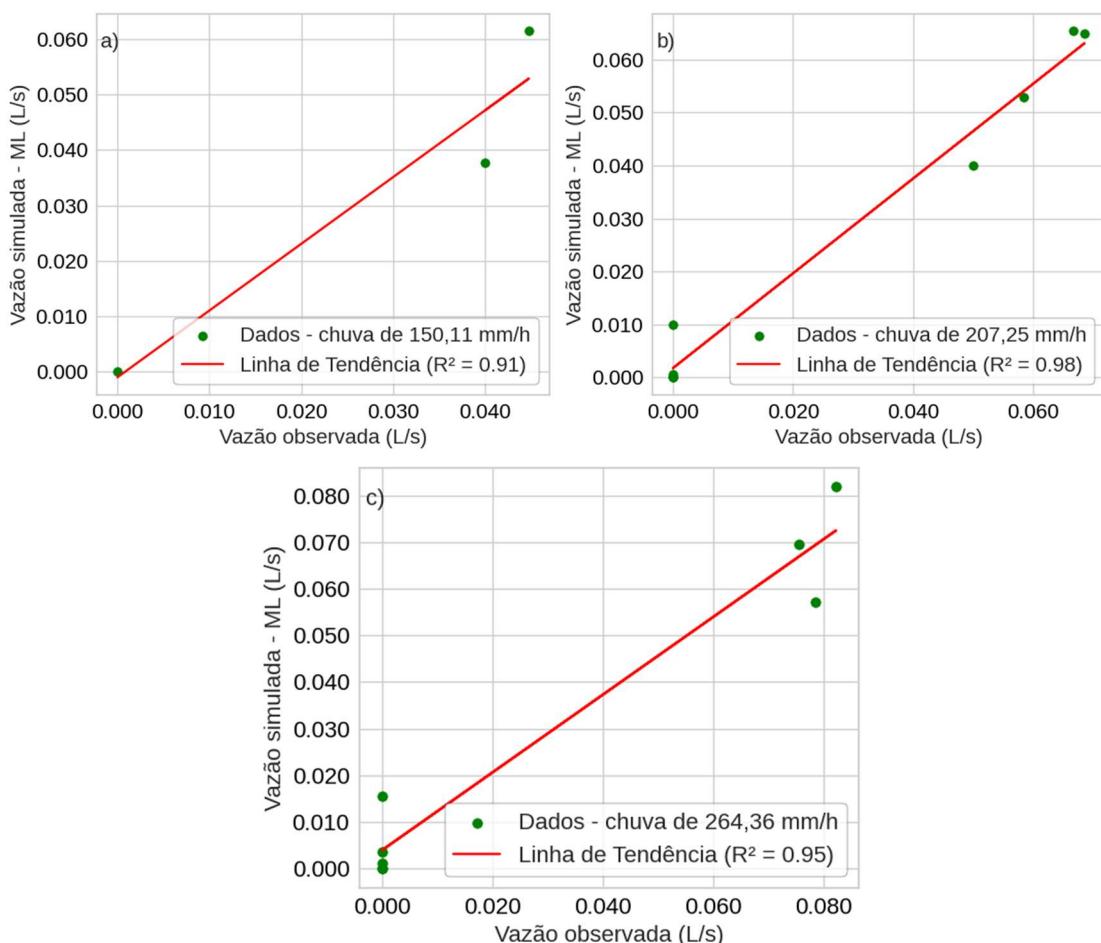
Na Figura 28a, observa-se o gráfico de dispersão entre os valores da vazão observada e a vazão simulada com ML para o telhado convencional, considerando os dados referentes à chuva de intensidade de 150,11 mm/h, obteve-se um R^2 de 0,92. Na Figura 28b, evidencia-se o

gráfico de dispersão para os dados de vazão referentes à chuva de 207,25 mm/h, o R^2 obtido foi de 0,98, e para a chuva de 264,36 mm/h foi obtido um R^2 de 0,94 (Figura 28c). Indicando que o modelo de simulação com ML apresenta excelentes resultados de predição.

A aplicação de modelos preditivos utilizando ML, para a simulação da vazão de escoamento de telhados verdes foi utilizado por Abdala *et al.* (2021), os autores modelaram 16 tipos de telhados verdes experimentalmente testados nas cidades de Bergen, Sandnes, Oslo e Trondheim, na Noruega, os resultados ressaltaram que o modelo testado apresentou excelente eficiência na predição da vazão escoada dos telhados. Corroborando com os resultados obtidos nessa pesquisa.

No que trata o Hydrus-1D, a simulação é realizada em escala unidimensional, utilizando apenas a profundidade da camada de solo como característica geométrica de análise, de tal forma que o *software* ficou limitado, no aspecto de simular o escoamento, as coberturas sem variações de geometrias internas. O Hydrus-1D apenas pôde ser aplicado para a simulação do telhado verde.

Figura 28 – Gráfico de dispersão entre a vazão observada e a simulada com ML para o telhado convencional.



Fonte: A Autora (2026).

Neste ponto, a modelagem com ML destaca-se por apresentar maiores possibilidades de aplicação. Os resultados evidenciaram o potencial do modelo em simular situações físicas mais complexas e responder com a previsão da vazão escoada de diferentes coberturas.

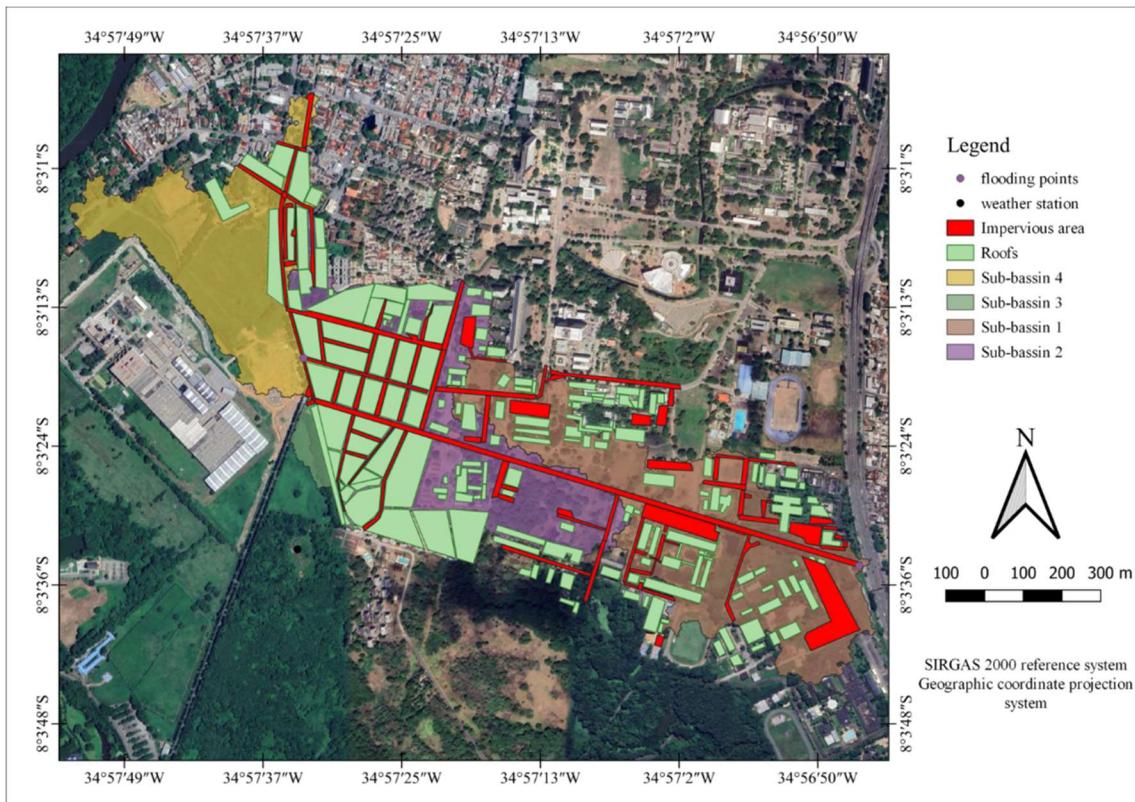
O melhor percentual de retenção é observado no telhado verde para a chuva de 207,25 mm/h com duração de 360 segundos. A cobertura apresentou a capacidade de retenção de 32,45%, caracterizando-se como o telhado de melhor desempenho hidrológico.

4.4 Modelagem hidrológica em escala de bacia urbana – SWMM e ML

A área de estudo foi compartimentada em quatro sub-bacias hidrográficas, apresentadas na Figura 29, a qual também ilustra a distribuição das áreas permeáveis e impermeáveis. Na Tabela 15 encontra-se o detalhamento quantitativo das áreas de superfícies de telhados, asfalto (incluindo calçadas, estacionamentos e ruas) e áreas permeáveis de cada sub-bacia.

A sub-bacia 1 localiza-se na porção sul da área de estudo, abrangendo instituições de grande relevância científica e educacional, como o Instituto Federal de Pernambuco (IFPE) e o Centro de Tecnologias Estratégicas do Nordeste (CETENE). Inclui ainda parte do Comando da 7^a Região Militar do Exército Brasileiro e do Colégio Militar do Recife, situados ao longo da Avenida Professor Luiz Freire, importante eixo viário que conecta a Várzea à Cidade Universitária. Essa sub-bacia possui cerca de 45,23% de área impermeável, com destaque para a predominância de pavimentação asfáltica, resultado da concentração de edificações institucionais, áreas pavimentadas e pátios de estacionamento, sendo a segunda sub-bacia de maior extensão, abrangendo uma área de 313.654 m². Devido a esse fator, essa sub-bacia é caracterizada por condições que conduzem a um maior escoamento superficial e menor capacidade de infiltração, o que potencializa a resposta hidrológica rápida aos eventos de precipitação.

Figura 29 – Mapa das sub-bacias, áreas impermeáveis e de telhados.



Fonte: A Autora (2026).

Tabela 15 – Composição de área de cada sub-bacia.

Sub-bacias (Sb)	Área (m ²)	Área impermeável						Área permeável	
		Telhados		Asfalto		Total			
		m ²	%	m ²	%	m ²	%	m ²	%
Sb 1	313654	49887	15,91%	91975	29,32%	141862	45,23%	171792	54,77%
Sb 2	320626	148530	46,33%	68182	21,27%	216712	67,59%	103914	32,41%
Sb 3	26401	11544	43,73%	2275	8,62%	13819	52,34%	12582	47,66%
Sb 4	217988	35350	16,22%	36163	16,59%	71513	32,81%	146475	67,19%

Fonte: A Autora (2026).

A sub-bacia 2 possui a maior extensão territorial entre as sub-bacias analisadas, totalizando 320.626 m². Compreende predominantemente áreas residenciais e institucionais situadas ao longo da Avenida Professor Luiz Freire e no entorno das ruas Inácio de Barros Barreto, Santo Urbano e Bernardo Sayão, estendendo-se ainda pelos setores localizados nas ruas Major Rubens Vaz, Eduardo Dubeux e Acadêmico Hélio Ramos, que incluem parte do Centro de Artes e Comunicação (CAC), da Editora UFPE e áreas adjacentes ao Centro de Informática da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Essa sub-bacia está inserida em uma zona de transição entre o tecido urbano consolidado e áreas com remanescentes vegetados,

apresentando o maior percentual de impermeabilização (67,59%), com predominância de coberturas de telhados e pavimentação. Esse padrão de uso e ocupação confere à sub-bacia 2 uma resposta hidrológica rápida, com escoamento superficial expressivo e menor potencial de infiltração das águas pluviais.

A sub-bacia 3 localiza-se na porção centro-oeste da área de estudo, abrangendo trechos das ruas Mário Campelo, Bernardo Sayão e Belém de São Francisco, nas proximidades da Avenida Afonso Olindense. Apesar de apresentar a menor extensão territorial entre as sub-bacias analisadas, com 26.401 m², caracteriza-se por uma proporção equilibrada entre áreas permeáveis (47,66%) e impermeáveis (52,34%). O uso e ocupação do solo é predominantemente residencial, com edificações de médio porte e presença de quintais vegetados e pequenos lotes não edificados, que contribuem para a infiltração das águas pluviais. Essa configuração confere à sub-bacia um comportamento hidrológico intermediário, no qual há geração significativa de escoamento superficial, mas ainda com capacidade de infiltração suficiente para atenuar parcialmente os picos de vazão.

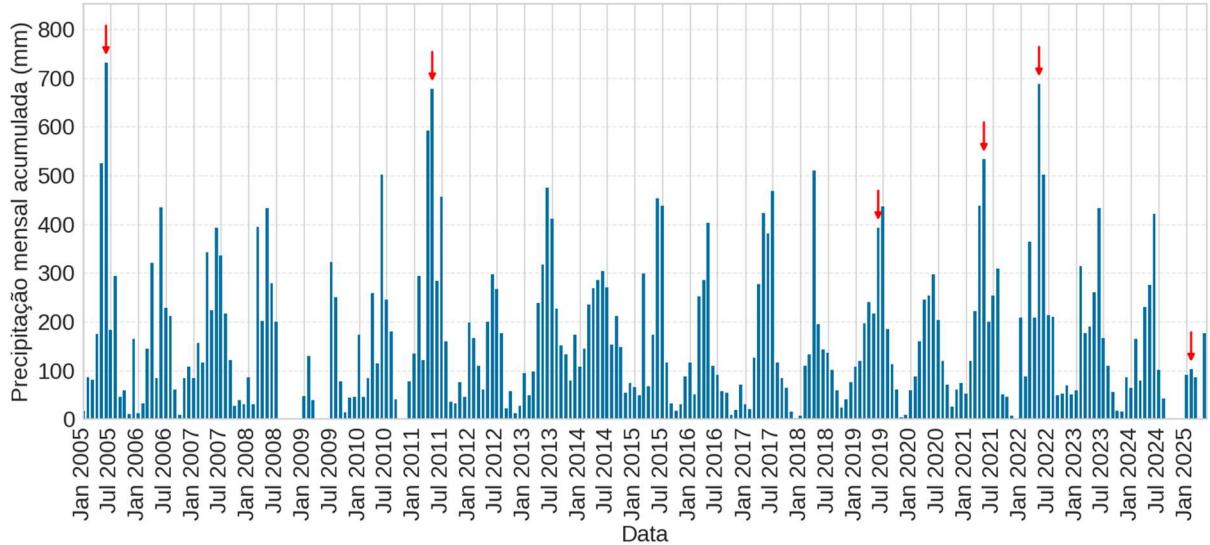
Por fim, a sub-bacia 4 apresenta um percentual de impermeabilização de 32,81%, evidenciando a predominância de áreas permeáveis (67,19%). Com área total de 217.988 m², trata-se da terceira sub-bacia de maior extensão entre as analisadas. Do ponto de vista hidrológico, destaca-se como a mais conservada, devido à manutenção de amplas superfícies vegetadas e baixa densidade construtiva. Sua área de abrangência inclui, majoritariamente, a propriedade onde se localiza o Instituto Ricardo Brennand — complexo cultural e paisagístico que abriga o Castelo de Brennand e extensos jardins. Essa configuração contribui de forma significativa para a infiltração das águas pluviais e para a atenuação do escoamento superficial, favorecendo o equilíbrio hidrológico local.

A análise das sub-bacias revela uma diversidade de características que influenciam diretamente o comportamento hidrológico local. Essas características devem ser analisadas em conjunto com os dados pluviométricos apresentados na Figura 30, que evidenciam a variabilidade interanual e sazonal do regime de chuvas. Conforme Silva *et al.* (2025), a ocorrência de eventos pluviométricos extremos em áreas urbanizadas está diretamente ligada à ocorrência de alagamentos, especialmente em regiões com alta impermeabilização do solo.

A análise da precipitação mensal acumulada (em mm) entre janeiro de 2005 e maio de 2025 evidencia a variabilidade interanual e sazonal do regime de chuvas ao longo de duas décadas. Observa-se a ocorrência de picos expressivos de precipitação em diversos anos, com destaque para junho de 2005, que registrou o maior valor da série (731,8 mm), seguido por maio de 2022 (688,11 mm) e maio de 2011 (678 mm). Esses eventos extremos sugerem meses de

chuvas intensas, possivelmente associados a anomalias climáticas regionais. Além disso, os dados indicam que os meses de abril, maio e junho concentram os maiores acumulados, caracterizando-os como o período mais chuvoso do ano, padrão típico de regiões tropicais.

Figura 30 – Precipitação acumulada mensal entre os anos de 2005 a 2025.

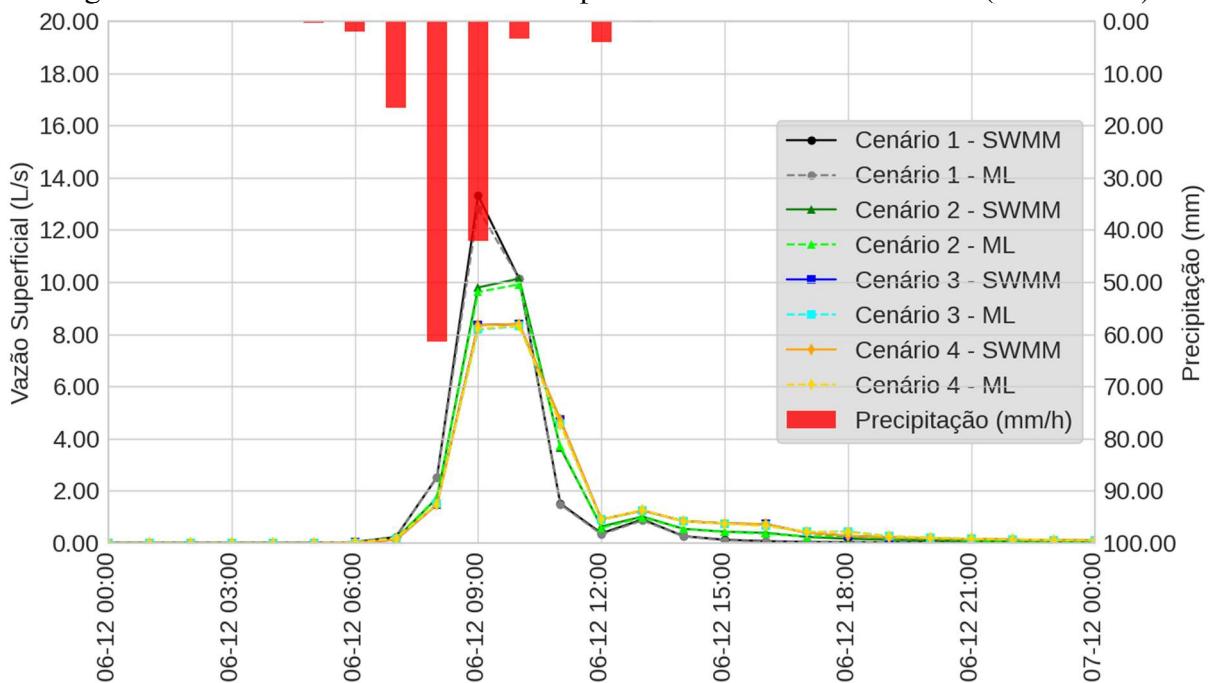


Fonte: A Autora (2026).

Anjos *et al.* (2024) analisaram os padrões históricos de precipitação relacionados a eventos extremos no município do Recife e seus impactos socioambientais, utilizando dados das estações pluviométricas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN), assim como registros jornalísticos da Hemeroteca Digital Brasil. Os autores evidenciaram que episódios extremos de precipitação, como os registrados em junho de 2005, maio de 2011 e maio de 2022, provocaram alagamentos significativos em diversas regiões urbanas, evidenciando a vulnerabilidade das áreas densamente impermeabilizadas.

Com base nesses eventos históricos, a análise dos resultados inicia-se pelo evento extremo de número 1, ocorrido no dia 06 de dezembro de 2005, permitindo avaliar a resposta hidrológica das sub-bacias em condições de precipitação intensa. As vazões simuladas em cada cenário de análise para esse evento são observadas na Figura 31 e na Tabela 16. A precipitação acumulada foi significativa nas primeiras horas do dia, com intensidade concentrada entre 6h e 9h da manhã, resultando em picos expressivos de vazão.

Figura 31 – Vazão escoada nos cenários para o evento extremo de 2005 (06/12/2005).



Fonte: A Autora (2026).

A análise hidrológica do evento extremo de 2005 evidenciou a relevância das condições de urbanização na intensificação do escoamento superficial. O Cenário 1, representativo da configuração atual da bacia, apresentou a maior magnitude de pico, com vazão de 13,31 L/s às 09h, segundo as simulações no modelo SWMM. O modelo baseado em ML reproduziu a resposta hidrológica análoga, com vazão de 12,81 L/s, confirmando sua capacidade de generalização frente a séries históricas de eventos extremos.

A introdução de técnicas compensatórias de drenagem urbana, especificamente dos telhados verdes e tanques de armazenamento pluvial, promoveu redução substancial da vazão de pico e modificou o regime hidrológico do sistema. Em todos os cenários com aplicação dessas soluções (Cenários 2, 3 e 4), verificou-se um retardamento no tempo de ocorrência do pico para às 10h, em contraste com a resposta imediata observada no cenário de referência. Esse deslocamento temporal é consistente com a literatura sobre infraestruturas verdes, que aponta a capacidade dessas técnicas de reter a água pluvial, favorecer a infiltração e prolongar o tempo de concentração do escoamento superficial (Yang *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2021).

Tabela 16 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 06/12/2005.

Hora	Precipitação	Vazão1 SWMM	Vazão1 ML	Vazão2 SWMM	Vazão2 ML	Vazão3 SWMM	Vazão3 ML	Vazão4 SWMM	Vazão4 ML
00h	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
01h	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
02h	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
03h	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
04h	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
05h	0,400	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
06h	2,000	0,030	0,035	0,020	0,020	0,020	0,020	0,013	0,020
07h	16,600	0,230	0,241	0,150	0,150	0,162	0,120	0,159	0,120
08h	61,400	2,520	2,505	1,730	1,720	1,740	1,480	1,496	1,480
09h	42,200	13,310	12,814	9,800	9,790	9,616	8,350	8,171	8,340
10h	3,400	10,120	10,130	10,130	10,130	9,911	8,390	8,305	8,400
11h	0,000	1,510	1,476	3,650	3,650	3,715	4,720	4,560	4,730
12h	4,000	0,370	0,331	0,620	0,630	0,579	0,900	0,890	0,900
13h	0,200	0,900	0,863	1,010	1,010	0,979	1,240	1,248	1,240
14h	0,000	0,260	0,250	0,530	0,540	0,534	0,840	0,822	0,840
15h	0,000	0,120	0,102	0,430	0,430	0,422	0,750	0,743	0,750
16h	0,000	0,070	0,051	0,390	0,390	0,356	0,720	0,665	0,720
17h	0,000	0,040	0,040	0,230	0,230	0,245	0,390	0,419	0,390
18h	0,000	0,030	0,024	0,160	0,160	0,263	0,270	0,445	0,270
19h	0,000	0,020	0,020	0,120	0,120	0,167	0,210	0,258	0,210
20h	0,000	0,020	0,017	0,100	0,100	0,151	0,170	0,201	0,170
21h	0,000	0,010	0,008	0,080	0,080	0,086	0,150	0,153	0,150
22h	0,000	0,010	0,007	0,070	0,070	0,079	0,130	0,131	0,130
23h	0,000	0,010	0,008	0,060	0,060	0,074	0,110	0,110	0,110

Fonte: A Autora (2026).

No cenário 2, em que telhados verdes e tanques de retenção foram implementados em 50% das residências, a vazão de pico foi reduzida para 10,13 L/s (SWMM) e 9,91 L/s (ML). Essa mitigação representa uma diminuição de cerca de 23% em relação ao cenário atual. O cenário 3, que considerou a adoção das técnicas em 100% das residências, apresentou valores de pico ainda mais reduzidos, atingindo 8,39 L/s (SWMM) e 8,31 L/s (ML), equivalendo a uma atenuação de aproximadamente 36,96%. O cenário 4, que avaliou exclusivamente a aplicação de telhados verdes em 100% das residências, resultou em vazões de pico 8,40 L/s (SWMM) e 8,32 L/s (ML), o que corresponde a uma redução de aproximadamente 36,86%.

A análise comparativa entre os cenários evidencia dois aspectos complementares: a efetividade das soluções baseadas na natureza na redução da magnitude do pico de escoamento, diminuindo a pressão sobre a rede de drenagem urbana; e o aumento do tempo de resposta hidrológica, com deslocamento do pico em aproximadamente 1 hora, esse retardo no pico

apresenta relevância no contexto de eventos extremos, pois reduz o volume de pico que chega ao sistema de drenagem urbana no momento da precipitação máxima, mitigando o risco de inundações em escala regional.

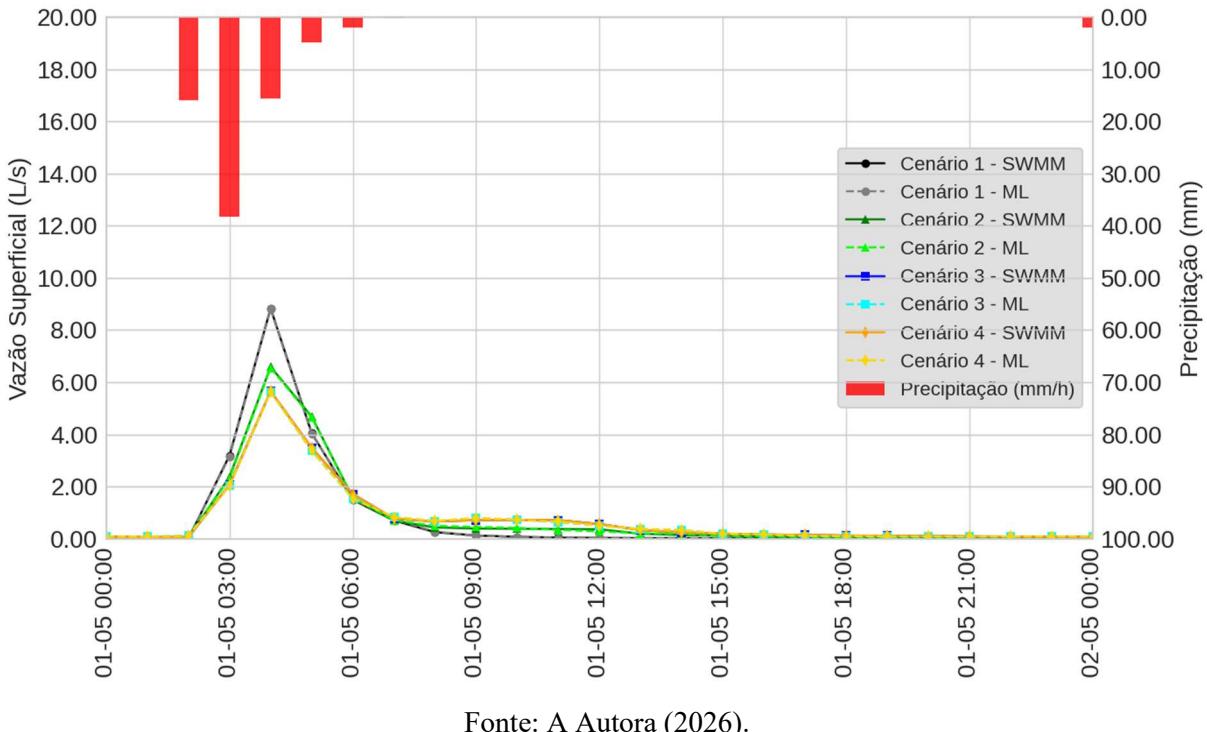
Evidenciou-se que os resultados do ML e os obtidos pelo SWMM foram semelhantes, fator que reforça o potencial de aplicação de algoritmos de aprendizado de máquina como ferramentas de simulação hidrológica. Tais modelos apresentam vantagens na capacidade de previsão rápida e de adaptação a diferentes condições de entrada, podendo subsidiar estratégias de planejamento urbano resiliente e de adaptação às mudanças climáticas.

Gholamnia *et al.* (2024) conseguiram modelar com precisão hidrogramas de retenção, pico e volume de escoamento usando algoritmos como XGBoost e Random Forest, alcançando R^2 de até 0,84 e RMSE entre 0,28 e 1,26 mm. Esses resultados indicam que os modelos ML conseguem capturar com fidelidade as respostas hidrológicas dos telhados verdes, estimando a retenção de até 55 % da precipitação de forma robusta e eficiente.

Em um contexto urbano, Ferreira e Rocha (2023) mostraram que os telhados verdes superam estratégias convencionais de infraestrutura cinza na mitigação de enchentes. Os autores evidenciaram que aplicação telhados verdes em 24% da área de estudo gerou a mitigação no transbordamento de canais, enquanto para os pavimentos permeáveis era necessário a aplicação da técnica em quase 48% da área de estudo. Além disso, os modelos ML e o SWMM apresentaram alta coerência na forma dos hidrogramas e na magnitude da redução dos picos de vazão, evidenciando a praticidade do uso de ML integrado às simulações hidrológicas tradicionais.

A Figura 32 apresenta a resposta hidrológica simulada para os diferentes cenários de cobertura urbana frente ao evento de precipitação intensa de número 2, ocorrido em 1º de maio de 2011. O pico de precipitação foi registrado às 03h00, com intensidade de 38,2 mm/h. No cenário de referência (sem técnicas compensatórias), o modelo SWMM estimou uma vazão de pico de 8,83 L/s às 04h00 (Tabela 17), enquanto o modelo de ML apresentou valor praticamente idêntico (8,81 L/s), evidenciando forte concordância entre ambas as abordagens.

Figura 32 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 01/05/2011.



A implementação das infraestruturas verdes alterou a dinâmica do escoamento superficial. Nos cenários com telhados verdes e tanques de retenção, o pico de vazão foi significativamente reduzido. O cenário 2 apresentou pico de 6,59 L/s no SWMM e 6,55 L/s no ML, o que corresponde a uma redução próxima de 25% em relação ao cenário atual. No cenário 3, que considera a adoção das técnicas em todas as residências, a vazão máxima decresceu para 5,65 L/s no SWMM e 5,64 L/s no ML, resultando em uma atenuação de aproximadamente 36%. Por fim, o cenário 4, que avaliou a aplicação apenas de telhados verdes, indicou picos de 5,65 L/s no SWMM e 5,63 L/s no ML, com redução em torno de 36% em relação à condição de referência.

Os resultados desse evento extremo evidenciaram que os telhados verdes e tanques de retenção proporcionaram a diminuição da magnitude do escoamento superficial, mitigando a sobrecarga no sistema de drenagem. O modelo com ML apresentou valores significativamente próximos aos obtidos pelo SWMM em todos os cenários.

Tabela 17 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 01/05/2011.

Hora	Precipitação	Vazão1 SWMM	Vazão1 ML	Vazão2 SWMM	Vazão2 ML	Vazão3 SWMM	Vazão3 ML	Vazão4 SWMM	Vazão4 ML
00h	0,000	0,000	0,001	0,040	0,045	0,070	0,076	0,070	0,078
01h	0,000	0,000	0,002	0,030	0,044	0,060	0,078	0,060	0,080
02h	16,000	0,000	0,015	0,030	0,090	0,060	0,118	0,060	0,107
03h	38,200	3,190	3,152	2,370	2,308	2,070	2,023	2,070	2,023
04h	15,600	8,830	8,808	6,590	6,548	5,650	5,639	5,650	5,628
05h	4,800	4,040	4,032	4,680	4,643	3,480	3,364	3,490	3,374
06h	2,000	1,490	1,506	1,560	1,565	1,710	1,546	1,710	1,536
07h	0,200	0,700	0,735	0,690	0,709	0,770	0,825	0,770	0,829
08h	0,000	0,250	0,270	0,430	0,488	0,660	0,672	0,660	0,679
09h	0,000	0,120	0,119	0,390	0,447	0,710	0,782	0,710	0,797
10h	0,000	0,070	0,062	0,380	0,412	0,720	0,729	0,720	0,723
11h	0,000	0,040	0,035	0,370	0,337	0,710	0,631	0,710	0,650
12h	0,000	0,030	0,026	0,360	0,279	0,560	0,503	0,560	0,498
13h	0,000	0,020	0,022	0,190	0,206	0,330	0,361	0,330	0,375
14h	0,000	0,020	0,019	0,140	0,184	0,240	0,328	0,240	0,326
15h	0,000	0,010	0,014	0,110	0,110	0,190	0,182	0,190	0,184
16h	0,000	0,010	0,010	0,090	0,090	0,160	0,158	0,160	0,162
17h	0,000	0,010	0,007	0,080	0,064	0,140	0,106	0,140	0,107
18h	0,000	0,010	0,003	0,070	0,051	0,120	0,094	0,120	0,098
19h	0,000	0,000	0,003	0,060	0,047	0,110	0,086	0,110	0,088
20h	0,000	0,000	0,003	0,050	0,046	0,100	0,086	0,100	0,088
21h	0,000	0,000	0,003	0,050	0,045	0,090	0,083	0,090	0,087
22h	0,000	0,000	0,003	0,040	0,045	0,080	0,082	0,080	0,085
23h	0,000	0,000	0,003	0,040	0,045	0,070	0,081	0,070	0,082

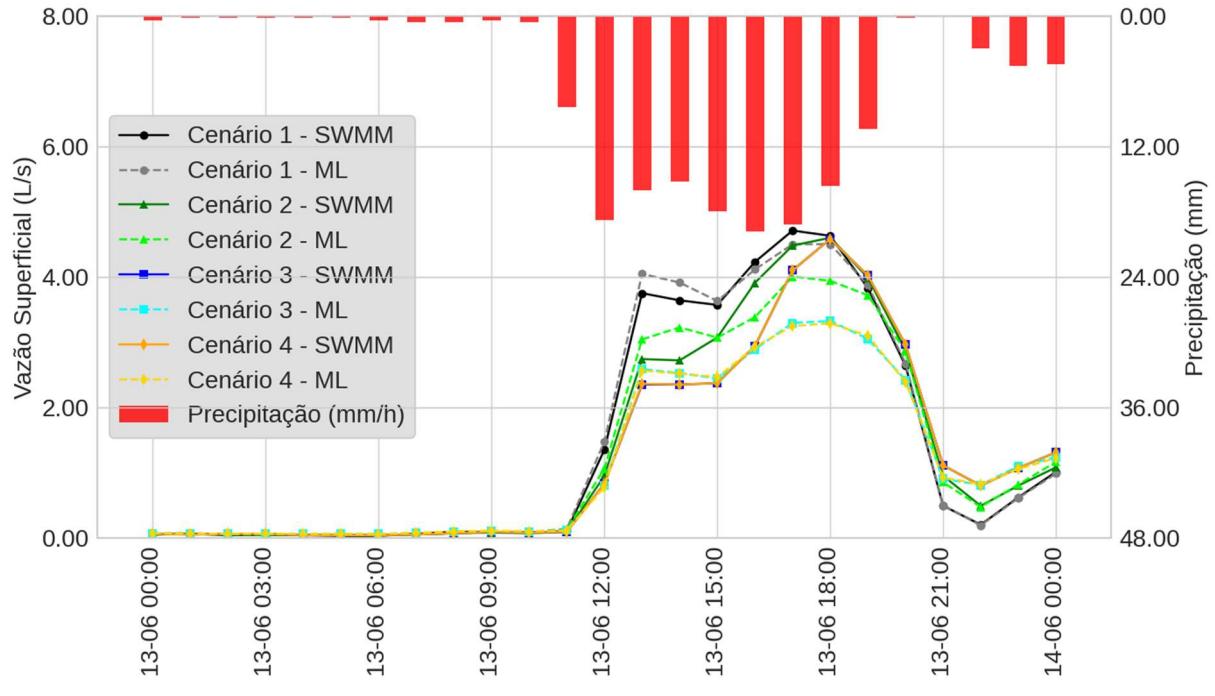
Fonte: A Autora (2026).

Diferentemente do evento de 2005, em que se verificou deslocamento temporal do pico, no episódio de 2011 o efeito predominante foi a atenuação volumétrica. Tal distinção reforça a que a eficácia das infraestruturas verdes depende não apenas da taxa de cobertura implementada, mas também da intensidade, duração e distribuição temporal da precipitação, elementos centrais para a dinâmica de resposta hidrológica urbana.

A simulação do evento de número 3, ocorrido em 13 de junho de 2019 (Figura 33) evidencia novamente o papel das soluções baseadas na natureza na mitigação do escoamento superficial urbano. A precipitação apresentou caráter mais prolongado, com intensidades elevadas distribuídas ao longo de quase todo o dia.

No cenário 1 (sem técnicas compensatórias), o modelo SWMM estimou um pico máximo de 4,7 L/s às 17h00, valor que foi reproduzido com elevada acurácia pelo modelo de ML, com resultado de 4,5 L/s no mesmo horário (Tabela 18).

Figura 33 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 13/06/2019.



Fonte: A Autora (2026).

Nos cenários com adoção de telhados verdes e tanques de retenção, observou-se atenuação significativa da magnitude dos picos e um retardamento de 1h na ocorrência. O cenário 2 (com telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em 50% das residências) apresentou redução para 4,60 L/s (SWMM) e 3,93 L/s (ML) às 18h, enquanto no cenário 3 (com telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em 100% das residências) as vazões máximas foram de 4,58 L/s (SWMM) e 3,33 L/s (ML). Já no cenário 4 (com telhados verdes em 100% das residências), que considera a implantação plena de telhados verdes, a redução foi ainda mais expressiva, com valores de 4,58 L/s (SWMM) e 3,29 L/s (ML).

Em comparação aos eventos de 2005 e 2011, observou-se que a principal contribuição das técnicas compensatórias em 2019 esteve associada ao o deslocamento temporal dos picos. Esse comportamento evidencia que a eficácia hidrológica das infraestruturas verdes é condicionada regime pluviométrico de estudo, apresentando uma melhor atenuação da vazão em chuvas de alta intensidade e curta duração.

Diversos estudos recentes confirmam que a implementação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva reduz significativamente os picos de escoamento e os volumes de escoamento superficial em áreas urbanas, sendo consistente com os resultados obtidos. Barnhart *et al.* (2020) realizaram modelagens hidrológicas em escala de bacia urbana, os autores evidenciaram que a adoção de telhados verdes pode reduzir entre 15% e 25% os picos de vazão em eventos extremos, além de diminuir o volume total de escoamento anual. Iffland *et al.* (2021) ressaltaram que quando devidamente parametrizados no SWMM, os telhados verdes podem ser simulados com alta confiabilidade, apresentando reduções de fluxo próximas de 30% em eventos intensos.

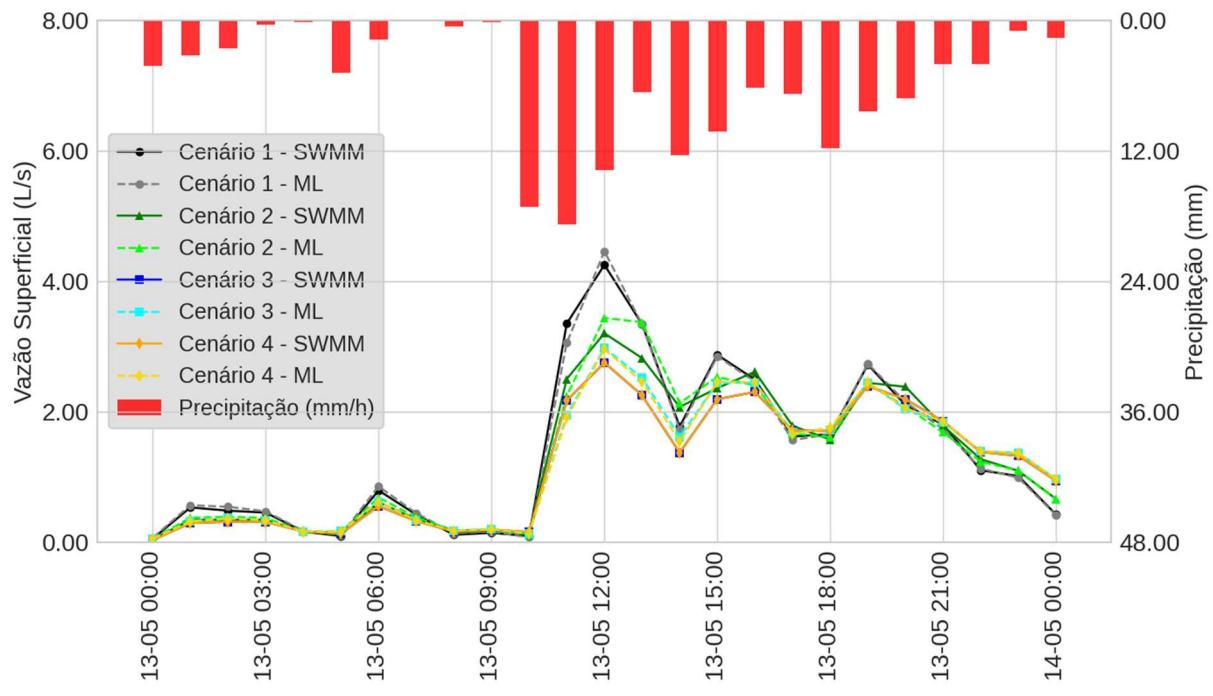
Tabela 18 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 13/06/2019.

Hora	Precipitação	Vazão1 SWMM	Vazão1 ML	Vazão2 SWMM	Vazão2 ML	Vazão3 SWMM	Vazão3 ML	Vazão4 SWMM	Vazão4 ML
00h	0,400	0,050	0,061	0,050	0,062	0,060	0,068	0,060	0,068
01h	0,200	0,060	0,069	0,060	0,064	0,050	0,061	0,050	0,064
02h	0,200	0,040	0,052	0,050	0,053	0,060	0,062	0,060	0,061
03h	0,200	0,040	0,042	0,040	0,052	0,060	0,062	0,060	0,061
04h	0,200	0,040	0,041	0,040	0,051	0,040	0,059	0,040	0,058
05h	0,200	0,030	0,040	0,040	0,050	0,040	0,058	0,040	0,058
06h	0,400	0,030	0,039	0,040	0,047	0,040	0,058	0,040	0,056
07h	0,600	0,060	0,063	0,050	0,065	0,050	0,072	0,050	0,076
08h	0,600	0,090	0,089	0,070	0,088	0,070	0,088	0,070	0,095
09h	0,400	0,090	0,106	0,080	0,095	0,090	0,103	0,090	0,109
10h	0,600	0,080	0,089	0,070	0,081	0,080	0,094	0,080	0,097
11h	8,400	0,100	0,136	0,090	0,123	0,090	0,113	0,090	0,110
12h	18,800	1,350	1,475	0,950	1,062	0,830	0,800	0,830	0,776
13h	16,000	3,750	4,046	2,740	3,041	2,350	2,586	2,360	2,565
14h	15,200	3,640	3,913	2,720	3,225	2,350	2,524	2,350	2,519
15h	18,000	3,570	3,631	3,070	3,069	2,370	2,443	2,370	2,461
16h	19,800	4,230	4,114	3,910	3,383	2,940	2,890	2,940	2,927
17h	19,200	4,710	4,500	4,480	4,005	4,100	3,293	4,100	3,246
18h	15,600	4,630	4,502	4,600	3,939	4,580	3,325	4,580	3,289
19h	10,400	3,830	3,872	3,990	3,719	4,020	3,049	4,020	3,095
20h	0,200	2,640	2,675	2,870	2,859	2,960	2,420	2,960	2,390
21h	0,000	0,490	0,496	0,950	0,850	1,110	0,906	1,110	0,924
22h	3,000	0,200	0,190	0,490	0,473	0,800	0,809	0,800	0,820
23h	4,600	0,620	0,609	0,800	0,817	1,070	1,097	1,070	1,053

Fonte: A Autora (2026).

O evento de número 4, ocorrido em 13 de maio de 2021 apresentou um padrão pluviométrico caracterizado pela ocorrência de picos de intensidade moderada a elevada distribuídos ao longo do dia (Figura 34). No cenário atual (sem técnicas compensatórias), o pico mais expressivo ocorreu às 12h, atingindo 4,25 L/s no SWMM e 4,46 L/s no ML, denotando elevada consistência entre os dois modelos (Tabela 19).

Figura 34 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 13/05/2021.



Fonte: A Autora (2026).

A introdução de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva demonstrou capacidade significativa de mitigação, reduzindo o pico máximo para 3,20 L/s (SWMM) e 3,44 L/s (ML), no cenário 2 (com implementação das técnicas em 50% das residências), o que corresponde a uma atenuação de aproximadamente 24% em relação ao cenário de referência (cenário 1).

Para o cenário 3 (com implementação das técnicas em 100% das residências) a vazão de pico foi reduzida para 2,75 L/s (SWMM) e 2,98 L/s (ML), o que corresponde a uma atenuação de aproximadamente 35% em relação ao cenário de referência. Enquanto que no cenário 4, com implementação de telhados verdes em 100% das residências, a vazão de pico foi reduzida para 2,75 L/s (SWMM) e 2,96 L/s (ML), o que corresponde a uma atenuação de aproximadamente 35% em relação ao cenário de urbanização atual. Tal desempenho confirma

o papel dos telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva como técnicas compensatórias eficazes, sobretudo em eventos de precipitação fragmentada e persistente.

Além da atenuação do pico principal, os resultados indicaram que a presença de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva contribuiu para a redução e dissipação dos picos secundários, distribuindo o volume de escoamento ao longo do tempo e suavizando a forma do hidrograma.

Tabela 19 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 13/05/2021.

Hora	Precipitação	Vazão1 SWMM	Vazão1 ML	Vazão2 SWMM	Vazão2 ML	Vazão3 SWMM	Vazão3 ML	Vazão4 SWMM	Vazão4 ML
00h	4,200	0,050	0,063	0,040	0,051	0,030	0,051	0,030	0,051
01h	3,200	0,530	0,564	0,340	0,372	0,290	0,321	0,290	0,314
02h	2,600	0,480	0,539	0,340	0,386	0,310	0,368	0,310	0,359
03h	0,400	0,450	0,470	0,340	0,370	0,310	0,335	0,310	0,333
04h	0,200	0,160	0,170	0,160	0,158	0,160	0,157	0,160	0,160
05h	4,800	0,090	0,105	0,120	0,155	0,130	0,166	0,130	0,157
06h	1,800	0,790	0,853	0,610	0,681	0,550	0,618	0,550	0,617
07h	0,000	0,420	0,441	0,350	0,379	0,320	0,328	0,320	0,332
08h	0,600	0,110	0,133	0,150	0,177	0,160	0,174	0,160	0,169
09h	0,200	0,140	0,160	0,180	0,189	0,190	0,202	0,190	0,193
10h	17,200	0,090	0,070	0,140	0,118	0,150	0,128	0,150	0,135
11h	18,800	3,350	3,053	2,500	2,242	2,170	1,942	2,170	1,905
12h	13,800	4,250	4,460	3,200	3,436	2,750	2,974	2,750	2,957
13h	6,600	3,340	3,337	2,820	3,371	2,250	2,518	2,250	2,459
14h	12,400	1,770	1,724	2,070	2,130	1,370	1,611	1,370	1,536
15h	10,200	2,870	2,847	2,360	2,531	2,190	2,440	2,190	2,454
16h	6,200	2,490	2,460	2,610	2,400	2,300	2,444	2,300	2,450
17h	6,800	1,620	1,560	1,780	1,663	1,710	1,688	1,710	1,659
18h	11,800	1,650	1,657	1,570	1,610	1,700	1,717	1,700	1,754
19h	8,400	2,720	2,734	2,440	2,425	2,390	2,445	2,390	2,449
20h	7,200	2,100	2,147	2,380	2,076	2,190	2,038	2,190	2,051
21h	4,000	1,800	1,728	1,780	1,682	1,850	1,835	1,850	1,846
22h	4,000	1,100	1,126	1,270	1,230	1,380	1,388	1,380	1,394
23h	1,000	1,010	0,984	1,090	1,093	1,320	1,368	1,320	1,366

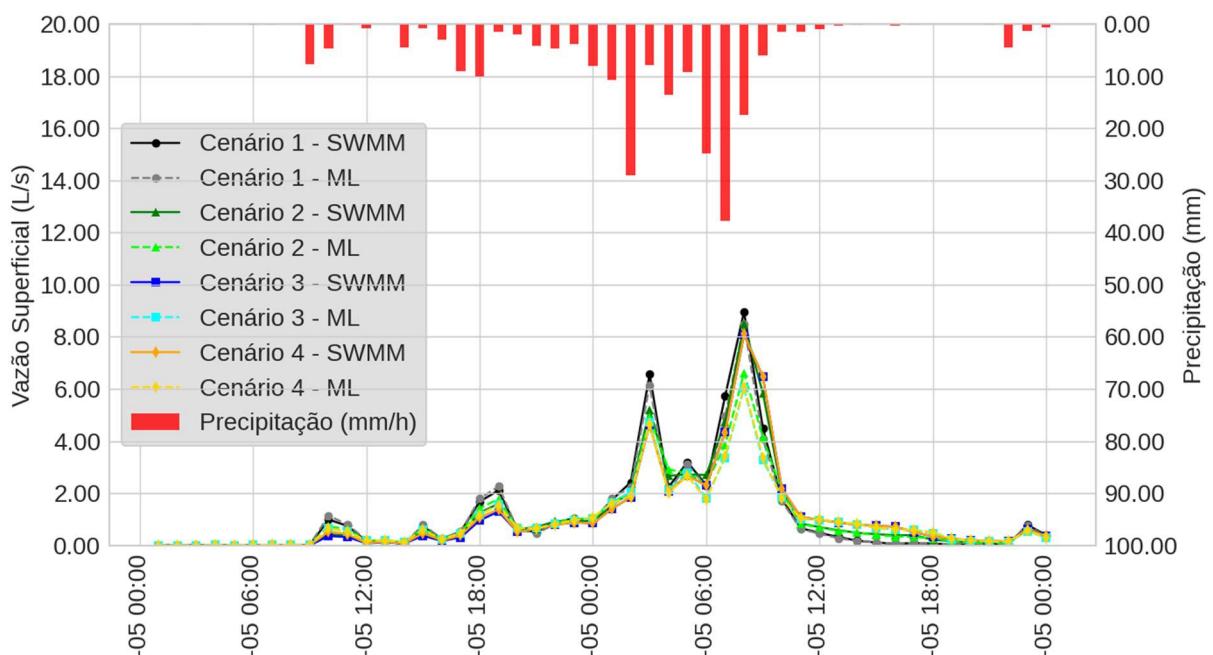
Fonte: A Autora (2026).

A comparação entre os resultados do SWMM e do modelo de ML demonstra alta acurácia preditiva do algoritmo, tanto na magnitude das vazões quanto na forma do hidrograma, reforçando a aplicabilidade das abordagens de aprendizado de máquina para a modelagem hidrológica de sistemas urbanos complexos. O evento de 2021 confirma a tendência já

observada em anos anteriores, a incorporação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva resulta em reduções consistentes na magnitude dos picos e em maior regularização do escoamento superficial, contribuindo de forma significativa para a resiliência hídrica em áreas urbanas.

O evento chuvoso de número 5, ocorrido no ano 2022 apresentou precipitação intensa marcada pela ocorrência de um pico de vazão às 08h do dia 28 de maio (Figura 35). No cenário 1 (sem telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva), o modelo SWMM simulou uma vazão máxima de 8,96 L/s e o modelo ML simulou uma vazão de 8,49 L/s (Tabela 20). O cenário 2, em que telhados verdes e tanques de retenção foram implementados em 50% das residências apresentou a redução da vazão de pico para 8,47 L/s (SWMM) e 6,62 L/s (ML). A implementação de telhados verdes e tanques de retenção em 100% das residências (cenário 3), potencializou a redução da vazão para 8,09 L/s (SWMM) e 6,03 L/s (ML), já o cenário 4, em que telhados verdes foram implementados em 100% das residências apresentou uma vazão de pico de 8,10 L/s (SWMM) e 6,08 L/s (ML). Esses resultados evidenciaram a eficácia das infraestruturas verdes na mitigação de picos de escoamento superficial, especialmente em eventos de alta pluviometria.

Figura 35 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 27/05/2022.



Fonte: A Autora (2026).

Observa-se, contudo, que em eventos de chuvas intensas e prolongadas o modelo de ML apresentou uma tendência de subestimar as vazões simuladas. Tal comportamento pode ser atribuído ao fato de que o modelo foi treinado com uma série histórica de 16 anos, na qual os eventos extremos ocorrem de forma pontual e diferem significativamente do padrão predominante de precipitações moderadas. Assim, para aprimorar o desempenho do modelo em condições hidrológicas críticas, recomenda-se que o processo de treinamento inclua amostras que representem eventos de chuva semelhantes aos utilizados nas simulações e previsões, de modo a otimizar sua capacidade de generalização frente a cenários de alta intensidade pluviométrica.

Tabela 20 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 27/05/2022.

Hora	Precipitação	Vazão1 SWMM	Vazão1 ML	Vazão2 SWMM	Vazão2 ML	Vazão3 SWMM	Vazão3 ML	Vazão4 SWMM	Vazão4 ML
01h	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,002	0,000	0,003
02h	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,002	0,000	0,003
03h	0,200	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,002	0,000	0,003
04h	0,000	0,010	0,011	0,000	0,010	0,000	0,010	0,000	0,011
05h	0,000	0,000	0,003	0,000	0,002	0,000	0,003	0,000	0,004
06h	0,200	0,000	0,002	0,000	0,011	0,000	0,022	0,000	0,022
07h	0,200	0,010	0,016	0,000	0,017	0,000	0,016	0,010	0,017
08h	0,000	0,020	0,023	0,010	0,018	0,010	0,018	0,010	0,021
09h	7,690	0,010	0,016	0,000	0,019	0,000	0,031	0,000	0,026
10h	4,760	0,990	1,141	0,420	0,736	0,360	0,666	0,530	0,652
11h	0,200	0,750	0,799	0,390	0,620	0,320	0,538	0,430	0,537
12h	0,790	0,160	0,204	0,110	0,180	0,080	0,187	0,090	0,183
13h	0,000	0,170	0,155	0,150	0,178	0,120	0,195	0,140	0,190
14h	4,550	0,050	0,049	0,070	0,125	0,070	0,128	0,070	0,133
15h	0,780	0,720	0,788	0,540	0,646	0,370	0,593	0,470	0,599
16h	2,940	0,250	0,252	0,210	0,241	0,170	0,226	0,190	0,228
17h	9,030	0,530	0,521	0,430	0,497	0,310	0,473	0,380	0,470
18h	10,030	1,680	1,790	1,250	1,422	0,960	1,178	1,080	1,182
19h	1,580	2,110	2,263	1,600	1,780	1,300	1,575	1,380	1,544
20h	1,970	0,610	0,625	0,620	0,649	0,520	0,680	0,520	0,672
21h	4,130	0,520	0,457	0,700	0,599	0,630	0,656	0,630	0,652
22h	4,720	0,870	0,823	0,920	0,835	0,800	0,821	0,800	0,815
23h	3,940	1,040	1,006	0,970	1,058	0,880	0,955	0,880	0,972
00h*	8,080	0,920	0,880	0,910	0,988	0,850	1,045	0,850	1,077
01h*	10,810	1,740	1,804	1,540	1,662	1,400	1,629	1,400	1,602
02h*	28,970	2,420	2,244	2,040	2,018	1,850	2,049	1,850	1,911
03h*	7,870	6,570	6,146	5,210	4,913	4,630	4,719	4,620	4,646
04h*	13,560	2,230	2,084	2,670	2,912	2,080	2,128	2,080	2,012

Hora	Precipitação	Vazão1 SWMM	Vazão1 ML	Vazão2 SWMM	Vazão2 ML	Vazão3 SWMM	Vazão3 ML	Vazão4 SWMM	Vazão4 ML
05h*	9,230	3,190	3,099	2,720	2,773	2,680	2,794	2,680	2,668
06h*	24,810	2,310	2,275	2,700	2,362	2,300	1,821	2,300	1,765
07h*	37,690	5,730	4,947	4,720	3,861	4,340	3,359	4,330	3,428
08h*	17,510	8,960	8,492	8,470	6,616	8,090	6,034	8,100	6,075
09h*	6,090	4,490	4,080	5,830	4,147	6,460	3,270	6,460	3,359
10h*	1,570	1,790	1,699	2,090	2,073	2,180	1,846	2,190	1,807
11h*	1,580	0,660	0,630	0,840	0,820	1,090	1,014	1,090	1,027
12h*	0,990	0,480	0,448	0,700	0,685	0,980	0,971	0,980	0,990
13h*	0,400	0,320	0,278	0,580	0,553	0,880	0,886	0,880	0,893
14h*	0,200	0,180	0,167	0,480	0,484	0,790	0,814	0,790	0,819
15h*	0,000	0,110	0,110	0,430	0,398	0,750	0,671	0,750	0,677
16h*	0,400	0,060	0,062	0,390	0,345	0,720	0,597	0,720	0,612
17h*	0,200	0,090	0,090	0,390	0,327	0,510	0,590	0,510	0,594
18h*	0,000	0,070	0,071	0,220	0,263	0,340	0,478	0,340	0,498
19h*	0,000	0,040	0,047	0,160	0,177	0,250	0,232	0,250	0,260
20h*	0,000	0,030	0,029	0,120	0,107	0,200	0,174	0,200	0,183
21h*	0,200	0,020	0,016	0,100	0,088	0,170	0,145	0,170	0,156
22h*	4,520	0,030	0,047	0,100	0,082	0,150	0,142	0,150	0,148
23h*	1,380	0,790	0,768	0,640	0,600	0,620	0,538	0,610	0,563
00h**	0,590	0,390	0,333	0,350	0,294	0,350	0,304	0,350	0,303

Legenda: * 28/05/2022 | ** 29/05/2022.

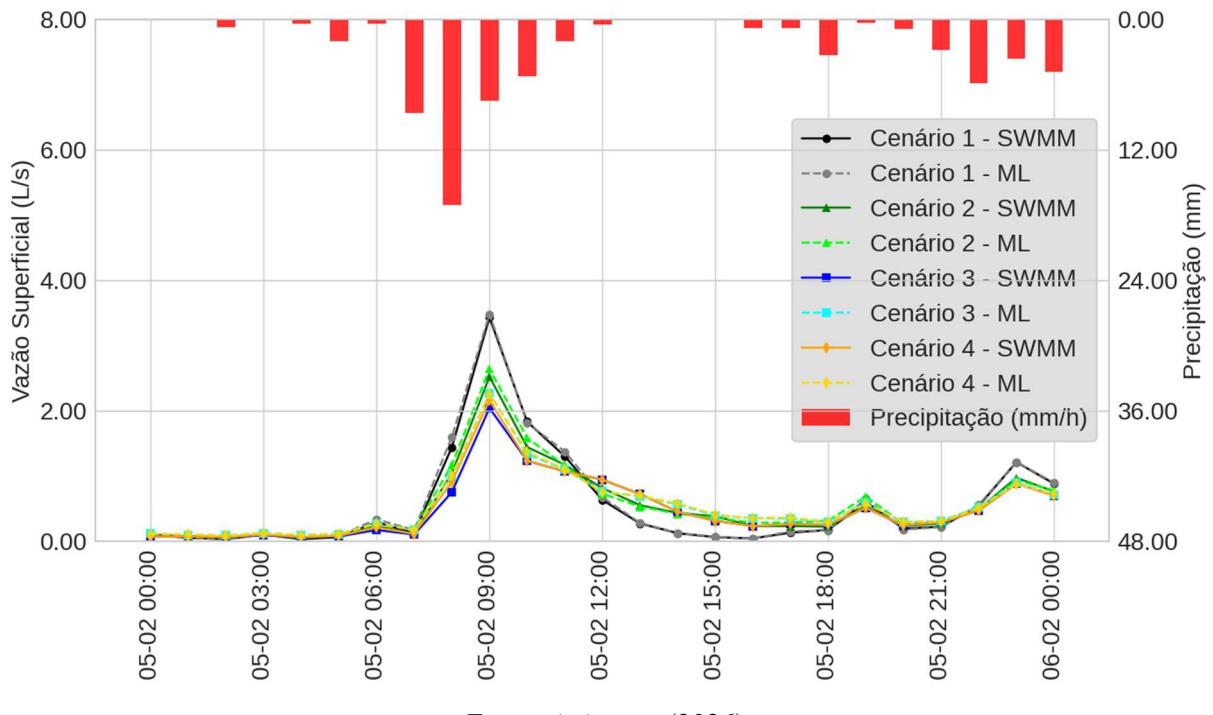
Fonte: A Autora (2026).

Verifica-se também que, nos eventos de maior duração, a precipitação tende a saturar a capacidade de retenção tanto dos telhados verdes quanto dos tanques de armazenamento de água de chuva. Nessas situações, o modelo SWMM evidencia um menor percentual de atenuação do pico de vazão, uma vez que o volume excedente ultrapassa a capacidade de armazenamento das técnicas compensatórias. Por outro lado, o modelo de ML continua destacando a capacidade de amortecimento das soluções, possivelmente por reconhecer padrões médios de resposta hidrológica aprendidos durante o treinamento. Em contrapartida, nos eventos extremos de curta duração, o modelo de ML apresentou desempenho elevado, com valores de pico extremamente próximos aos obtidos pelo SWMM. No caso específico da chuva de 2022, observou-se que, nos instantes anteriores e posteriores ao pico de vazão, as curvas simuladas pelos dois modelos exibem comportamentos bastante semelhantes, reforçando a coerência e a robustez das previsões realizadas.

Para o evento simulado de número 6, ocorrido em 2025 (Figura 36), no cenário 1, representando a urbanização atual sem aplicação das infraestruturas verdes, o pico de vazão

ocorreu às 09h do dia 05 de fevereiro, atingindo 3,43 L/s no SWMM e 3,48 L/s previsto pelo modelo de ML (Tabela 21).

Figura 36 – Vazão escoada nos cenários atual e com telhados verdes para o evento extremo de 04/02/2025.



Fonte: A Autora (2026).

No cenário 2, com telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva aplicados em 50% das residências, o pico de vazão ocorreu também às 09h, atingindo 2,52 L/s no SWMM e 2,64 L/s no ML, correspondendo a uma redução aproximada de 26% em relação ao cenário sem intervenções.

Para o cenário 3, com telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva aplicados em 100% das residências, o pico foi registrado às 09h, com 2,04 L/s no SWMM e 2,27 L/s previsto pelo ML, representando uma atenuação de cerca de 40% do escoamento máximo.

No cenário 4, considerando a aplicação de telhados verdes em 100% das residências, o pico ocorreu também às 09h, atingindo 2,16 L/s no SWMM e 2,26 L/s no ML, equivalente a uma redução de aproximadamente 37% em relação ao cenário atual.

De maneira geral, os resultados indicam que a redução do escoamento é mais expressiva nos cenários com maior cobertura de infraestrutura verde, sendo a combinação de telhados verdes e tanques de armazenamento mais eficiente que a aplicação isolada de telhados

verdes. Tanto o SWMM quanto o modelo de ML demonstraram consistência na estimativa das vazões, com pequenas diferenças nos valores de pico e na forma geral das curvas hidrológicas, indicando que o aprendizado de máquina consegue capturar adequadamente as tendências hidrológicas a partir dos padrões históricos e variáveis meteorológicas fornecidas.

Tabela 21 – Vazões simuladas e previstas nos quatro cenários para o evento extremo de 04/02/2025.

Hora	Precipitação	Vazão1 SWMM	Vazão1 ML	Vazão2 SWMM	Vazão2 ML	Vazão3 SWMM	Vazão3 ML	Vazão4 SWMM	Vazão4 ML
01h	1,400	0,040	0,040	0,020	0,079	0,020	0,095	0,030	0,091
02h	1,400	0,160	0,220	0,060	0,213	0,050	0,222	0,080	0,223
03h	0,200	0,180	0,281	0,070	0,240	0,060	0,239	0,090	0,236
04h	0,000	0,050	0,108	0,020	0,116	0,020	0,129	0,020	0,135
05h	0,000	0,020	0,051	0,010	0,084	0,000	0,096	0,010	0,103
06h	0,000	0,010	0,023	0,000	0,059	0,000	0,073	0,000	0,076
07h	0,000	0,000	0,018	0,000	0,051	0,000	0,070	0,000	0,068
08h	0,000	0,000	0,008	0,000	0,038	0,000	0,059	0,000	0,059
09h	0,000	0,000	0,008	0,000	0,035	0,000	0,048	0,000	0,049
10h	0,000	0,000	0,005	0,000	0,030	0,000	0,041	0,000	0,044
11h	0,000	0,000	0,003	0,000	0,029	0,000	0,040	0,000	0,041
12h	0,000	0,000	0,003	0,000	0,028	0,000	0,039	0,000	0,039
13h	0,000	0,000	0,002	0,000	0,029	0,000	0,037	0,000	0,039
14h	0,000	0,000	0,001	0,000	0,027	0,000	0,031	0,000	0,032
15h	0,000	0,000	0,001	0,000	0,019	0,000	0,022	0,000	0,022
16h	0,000	0,000	0,000	0,000	0,009	0,000	0,010	0,000	0,009
17h	2,500	0,000	0,000	0,000	0,012	0,000	0,013	0,000	0,010
18h	2,500	0,280	0,298	0,120	0,209	0,100	0,190	0,150	0,186
19h	2,300	0,330	0,397	0,140	0,267	0,120	0,232	0,170	0,235
20h	1,200	0,330	0,401	0,150	0,305	0,130	0,281	0,180	0,280
21h	0,000	0,210	0,248	0,120	0,211	0,090	0,210	0,120	0,208
22h	2,700	0,040	0,076	0,040	0,083	0,030	0,102	0,030	0,104
23h	0,100	0,400	0,422	0,280	0,349	0,200	0,327	0,260	0,329
00h*	0,000	0,100	0,096	0,100	0,103	0,070	0,112	0,070	0,109
01h*	0,000	0,050	0,050	0,070	0,083	0,070	0,098	0,070	0,100
02h*	0,700	0,030	0,025	0,050	0,070	0,060	0,086	0,060	0,085
03h*	0,000	0,100	0,101	0,100	0,127	0,090	0,124	0,100	0,122
04h*	0,400	0,030	0,044	0,050	0,079	0,060	0,091	0,060	0,092
05h*	2,000	0,060	0,080	0,070	0,095	0,070	0,109	0,080	0,109
06h*	0,400	0,290	0,334	0,230	0,265	0,170	0,271	0,210	0,271
07h*	8,600	0,120	0,168	0,110	0,173	0,100	0,175	0,110	0,165
08h*	17,100	1,440	1,597	1,040	1,167	0,750	0,993	0,910	1,008
09h*	7,500	3,430	3,478	2,520	2,639	2,040	2,265	2,160	2,258
10h*	5,200	1,830	1,809	1,440	1,583	1,230	1,335	1,230	1,362
11h*	2,000	1,300	1,373	1,170	1,160	1,070	1,098	1,070	1,102

Hora	Precipitação	Vazão1 SWMM	Vazão1 ML	Vazão2 SWMM	Vazão2 ML	Vazão3 SWMM	Vazão3 ML	Vazão4 SWMM	Vazão4 ML
12h*	0,500	0,630	0,672	0,810	0,726	0,940	0,759	0,940	0,752
13h*	0,000	0,270	0,278	0,550	0,527	0,720	0,688	0,720	0,689
14h*	0,000	0,120	0,123	0,430	0,419	0,450	0,563	0,450	0,575
15h*	0,000	0,060	0,066	0,380	0,358	0,310	0,393	0,310	0,405
16h*	0,800	0,040	0,036	0,230	0,280	0,230	0,352	0,230	0,347
17h*	0,800	0,130	0,149	0,230	0,285	0,260	0,344	0,260	0,360
18h*	3,300	0,170	0,164	0,220	0,311	0,250	0,289	0,250	0,296
19h*	0,300	0,600	0,649	0,530	0,684	0,510	0,584	0,510	0,574
20h*	0,900	0,190	0,176	0,230	0,261	0,240	0,289	0,240	0,297
21h*	2,800	0,220	0,214	0,270	0,276	0,290	0,308	0,290	0,299
22h*	5,900	0,540	0,556	0,490	0,488	0,470	0,522	0,470	0,511
23h*	3,600	1,210	1,212	0,970	0,935	0,880	0,894	0,880	0,872
00h**	4,800	0,880	0,894	0,760	0,776	0,700	0,715	0,700	0,721

Legenda: * 05/02/2025 | ** 06/02/2025.

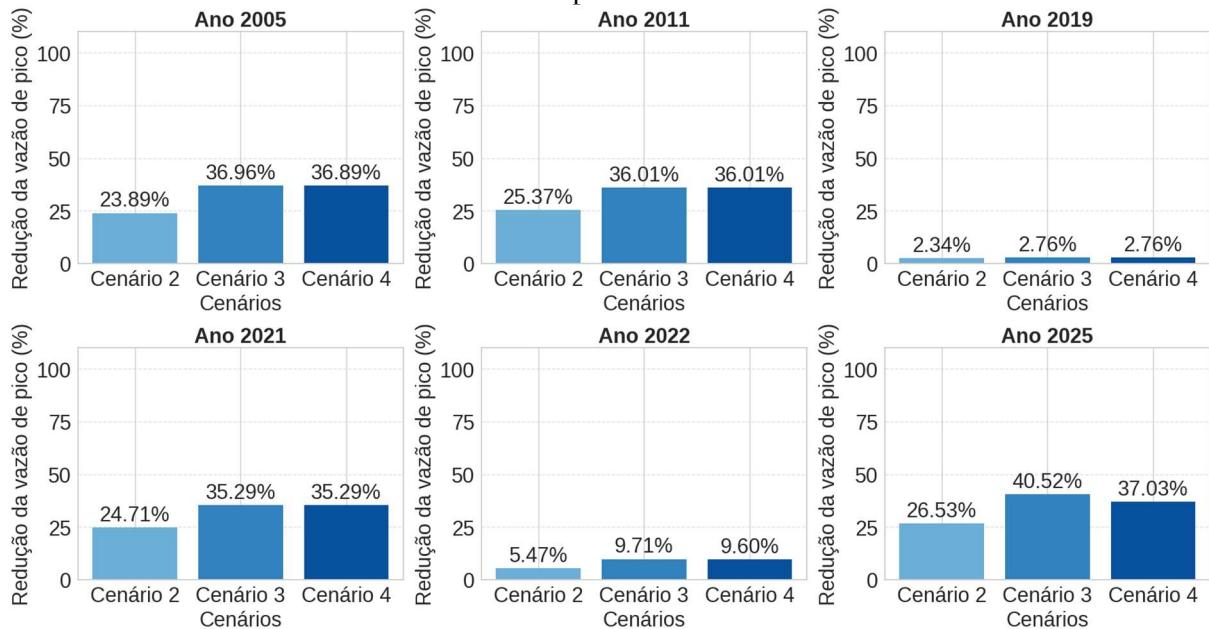
Fonte: A Autora (2026).

Nas Figuras 37 e 38 observa-se o percentual de redução da vazão de pico obtido em cada cenário de intervenção (Cenários 2, 3 e 4) em comparação com o cenário atual de urbanização (Cenário 1), considerando os diferentes eventos pluviométricos extremos analisados. A Figura 37 refere-se aos resultados simulados pelo modelo SWMM, enquanto a Figura 38 apresenta os resultados obtidos com o modelo de ML. De modo geral, observa-se que ambos os modelos indicam tendência de redução significativa da vazão de pico nos cenários com maior percentual de implantação de telhados verdes e tanques de armazenamento de águas pluviais, especialmente nos anos de 2005, 2011, 2021 e 2025, em que os valores de redução ultrapassam 35% nos cenários 3 e 4. Em contrapartida, os eventos de 2019 e 2022 apresentam reduções menores, evidenciando a influência da intensidade e distribuição temporal das chuvas no desempenho hidrológico das medidas compensatórias.

Entre os eventos pluviométricos analisados, os cenários que apresentaram melhores desempenhos hidrológicos foram aqueles que contemplaram a aplicação das técnicas compensatórias em 100% das edificações residenciais, especificamente os cenários 3 e 4. Essa configuração potencializou significativamente a capacidade de retenção e detenção do escoamento superficial. Os telhados verdes atuaram na interceptação e no retardamento inicial do escoamento, e os tanques de armazenamento contribuíram para a retenção do volume excedente, reduzindo o pico de vazão e o volume total escoado. Dessa forma, observou-se uma maior atenuação dos picos de vazão, e aumento do tempo de resposta do sistema, demonstrando

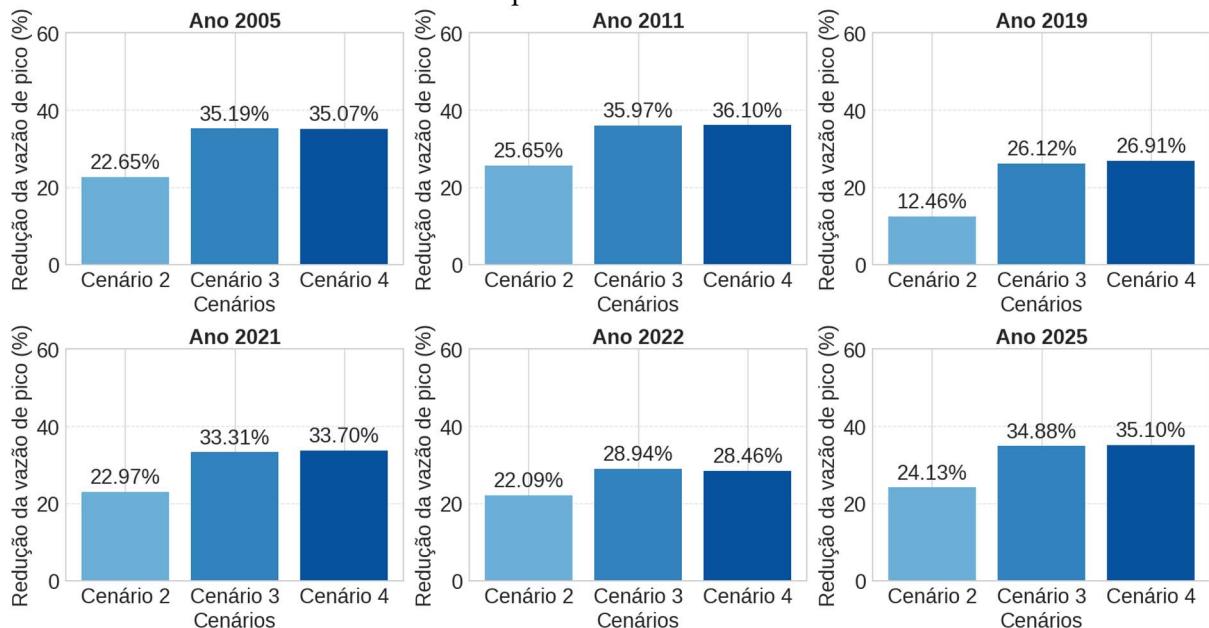
o potencial dessas técnicas para mitigação de inundações urbanas e aumento da resiliência hídrica em áreas densamente impermeabilizadas.

Figura 37 – Percentual de redução da vazão de pico de cada cenário simulado no SWMM nos diferentes eventos pluviométricos extremos.



Fonte: A Autora (2026).

Figura 38 – Percentual de redução da vazão de pico de cada cenário simulado no ML nos diferentes eventos pluviométricos extremos.



Fonte: A Autora (2026).

As métricas de desempenho do modelo de ML indicam resultados bastante satisfatórios para todos os cenários avaliados, evidenciando alta capacidade do modelo em reproduzir os padrões de vazão simulados (Tabela 22).

No cenário 1, sem aplicação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva, o modelo apresentou R^2 de 0,9945, demonstrando excelente capacidade de explicar a variabilidade dos dados; MAE foi de apenas 0,0040 L/s, indicando baixo desvio médio entre os valores previstos e observados; MSE foi de 0,0003 (L/s)², evidenciando elevada acurácia do modelo.

Tabela 22 – Métricas de desempenho do modelo ML por cenário simulado.

Cenário	Intervenção	R ²	MAE (L/s)	MSE (L/s) ²
1	Sem intervenção	0,9945	0,0040	0,0003
2	Telhados + Tanques (50%)	0,9872	0,0055	0,0005
3	Telhados + Tanques (100%)	0,9842	0,0061	0,0005
4	Telhados (100%)	0,9726	0,0070	0,0005

Fonte: A Autora (2026).

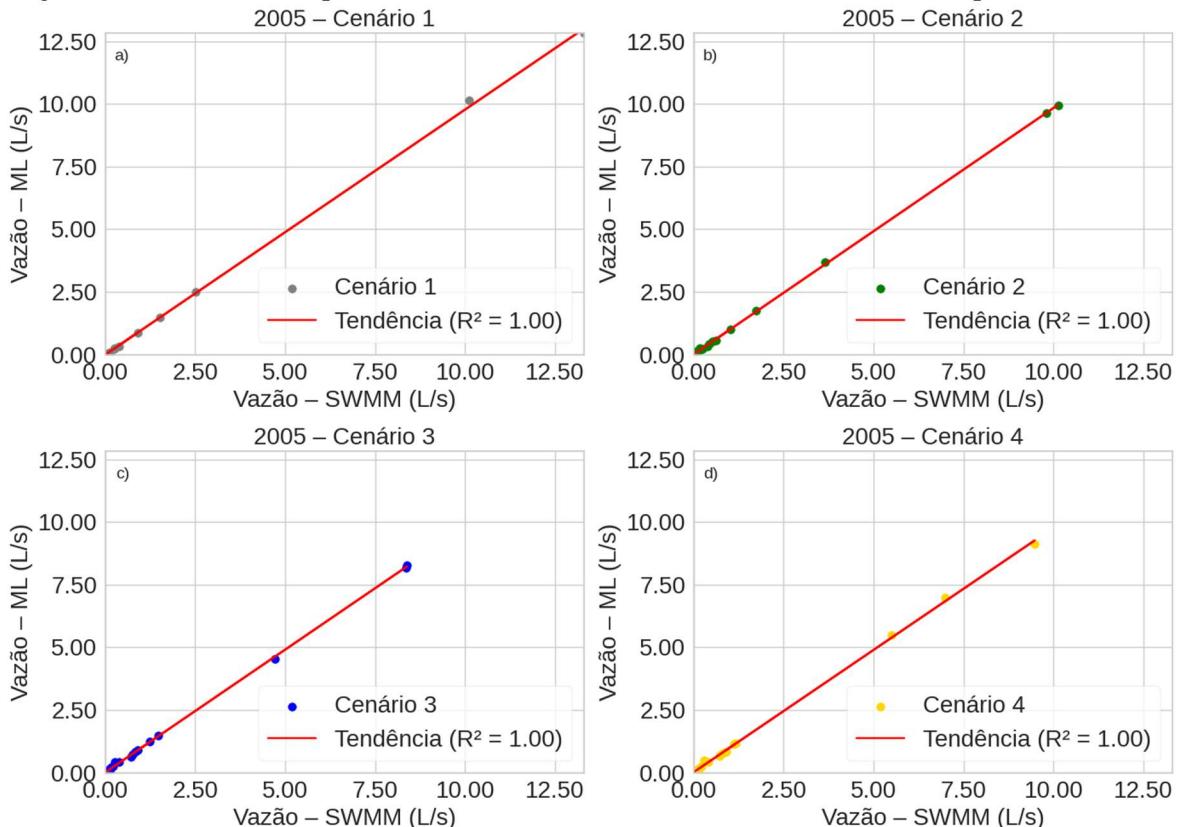
No cenário 2, com telhados verdes e tanques de armazenamento de água em 50% das residências, o modelo apresentou R^2 de 0,9872, MAE de 0,0055 L/s e MSE de 0,0005 (L/s)², mantendo boa precisão mesmo com a introdução das infraestruturas verdes, fator que altera a dinâmica de escoamento na bacia.

Para o cenário 3, com telhados verdes e tanques de armazenamento aplicados em 100% das residências, o modelo apresentou R^2 de 0,9842, MAE de 0,0061 L/s e MSE de 0,0005 (L/s)², indicando desempenho robusto e capacidade de generalização mesmo em condições de maior intervenção hidrológica. No cenário 4, com telhados verdes aplicados em 100% das residências, os valores obtidos foram R^2 de 0,9726, MAE de 0,0070 L/s e MSE de 0,0005 (L/s)², mantendo-se a confiabilidade do modelo apesar do aumento na complexidade da bacia urbano-hidrológica devido à total cobertura com infraestrutura verde. De maneira geral, os resultados demonstram que o modelo de ML consegue reproduzir com alta precisão as curvas de vazão simuladas pelo SWMM, sendo uma ferramenta promissora para prever o comportamento hidrológico de bacias urbanas frente a diferentes cenários de infraestrutura verde.

As métricas de desempenho do modelo de ML indicam resultados altamente satisfatórios para todos os cenários avaliados. Observa-se que o modelo ML apresenta elevada capacidade preditiva em comparação ao SWMM, independentemente do cenário de escoamento superficial considerado. No ano de 2005 (Figura 39), os valores de R^2 atingiram 1,00 para todos os quatro cenários avaliados, evidenciando correlação perfeita e a dispersão mínima em torno

da linha de tendência, o que indica que o modelo ML reproduziu com precisão os resultados do SWMM. Para 2011 (Figura 40), o padrão se manteve similar, com R^2 igual a 1,00 em todos os cenários, reforçando a robustez do modelo frente a eventos extremos desse período.

Figura 39 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2005.

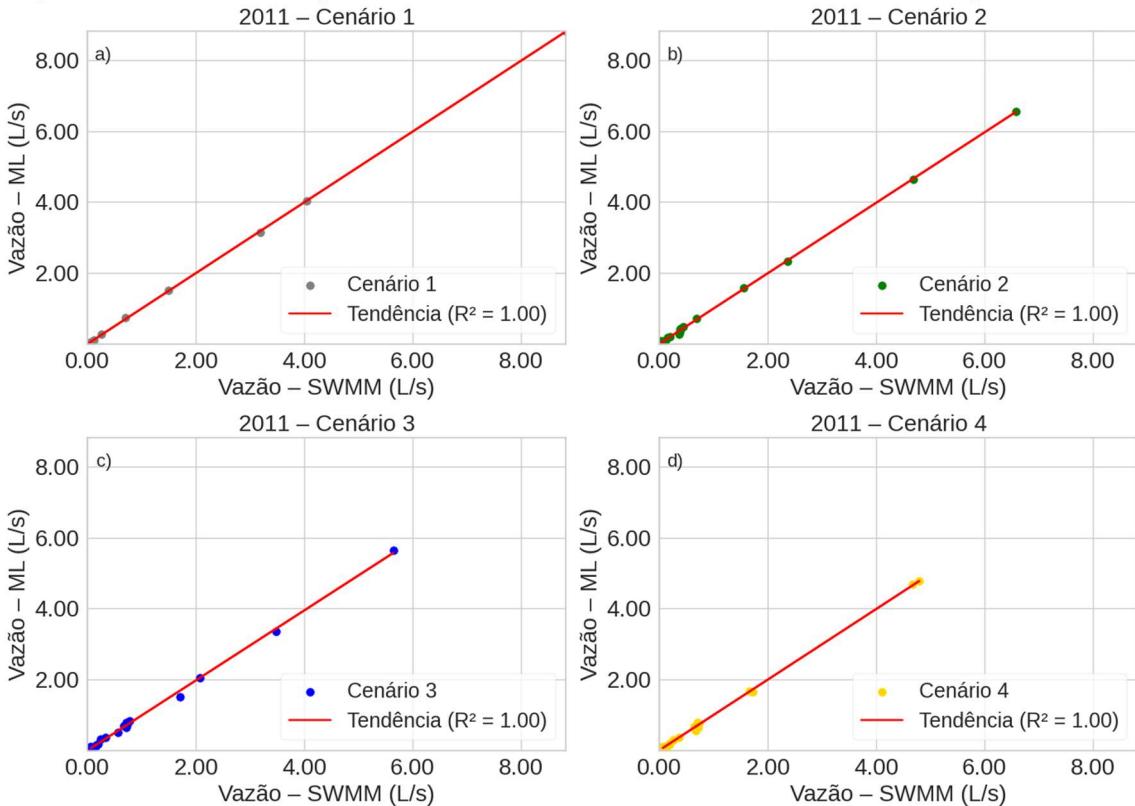


Fonte: A Autora (2026).

Em 2019 (Figura 41), observou-se uma leve redução na correlação, especialmente nos Cenários 3 e 4 (R^2 de 0,96), acompanhada de aumento discreto na dispersão dos pontos, sugerindo maior complexidade do escoamento devido à variabilidade meteorológica desse período. No ano de 2021 (Figura 42), os Cenários 1 e 2 apresentaram R^2 de 1,00 e de 0,98, respectivamente, enquanto os Cenários 3 e 4 registraram R^2 de 0,99, evidenciando que a aplicação de intervenções como telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva em 100% das residências não comprometeu o desempenho do modelo.

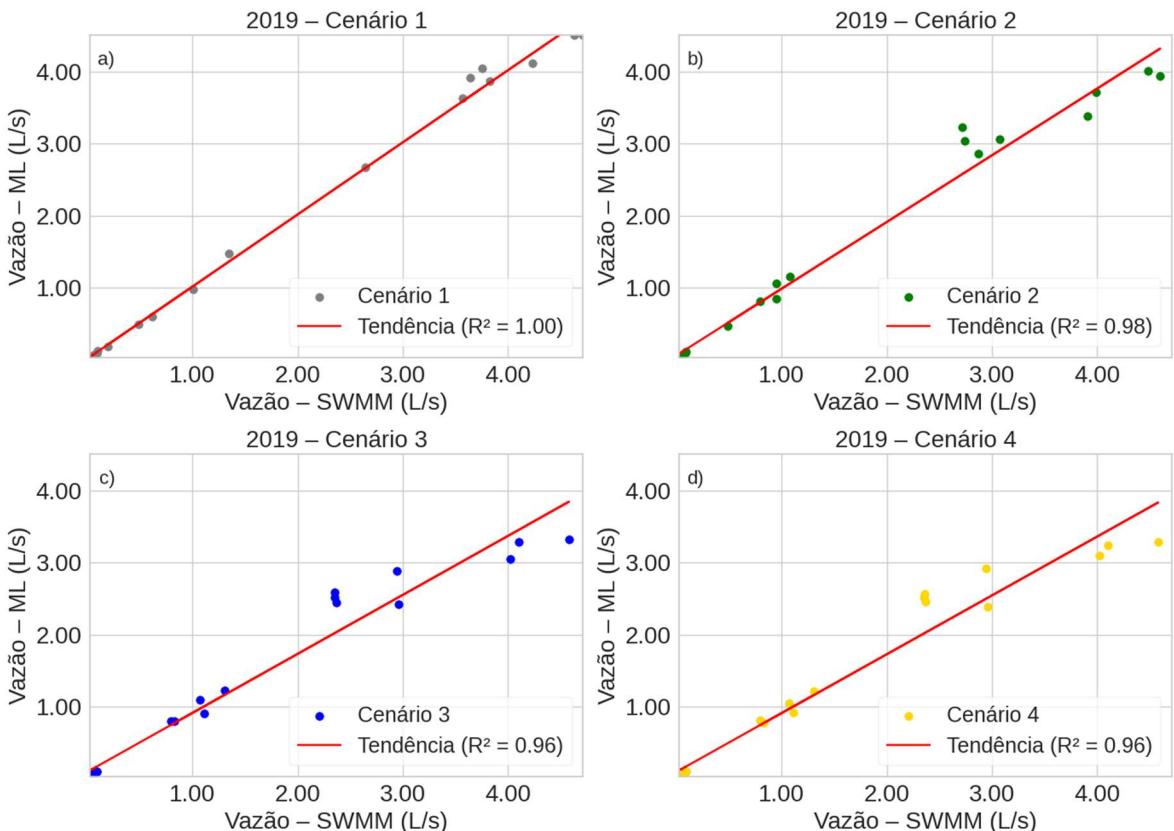
Em 2022 (Figura 43), os valores de R^2 foram de 1,00, 0,98, 0,92 e 0,93 para os Cenários 1 a 4, respectivamente, indicando a boa capacidade preditiva mesmo com a presença de cenários mais complexos, com eventos pluviométricos extremos. Para 2025 (Figura 44), os valores de R^2 foram de 1,00, 0,99, 0,98 e 0,98, demonstrando desempenho robusto e consistente do modelo ML em todos os cenários analisados.

Figura 40 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2011.



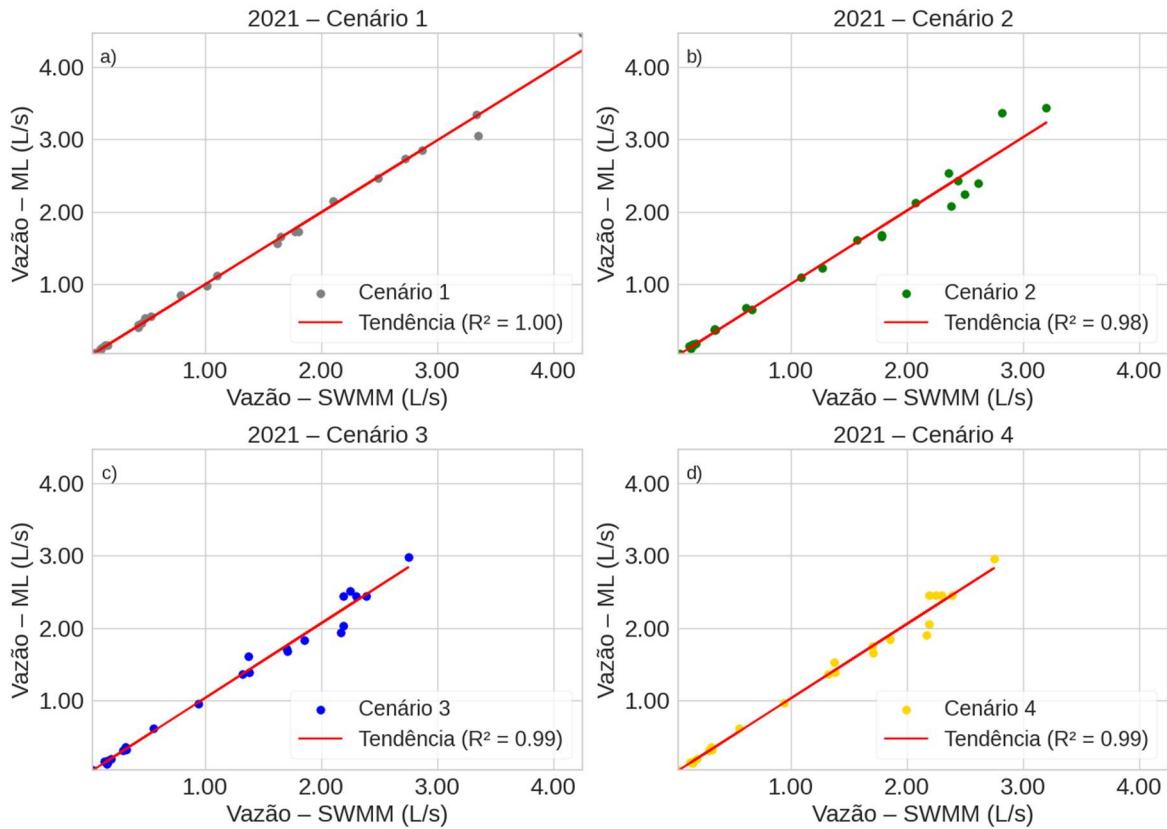
Fonte: A Autora (2026).

Figura 41 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2019.



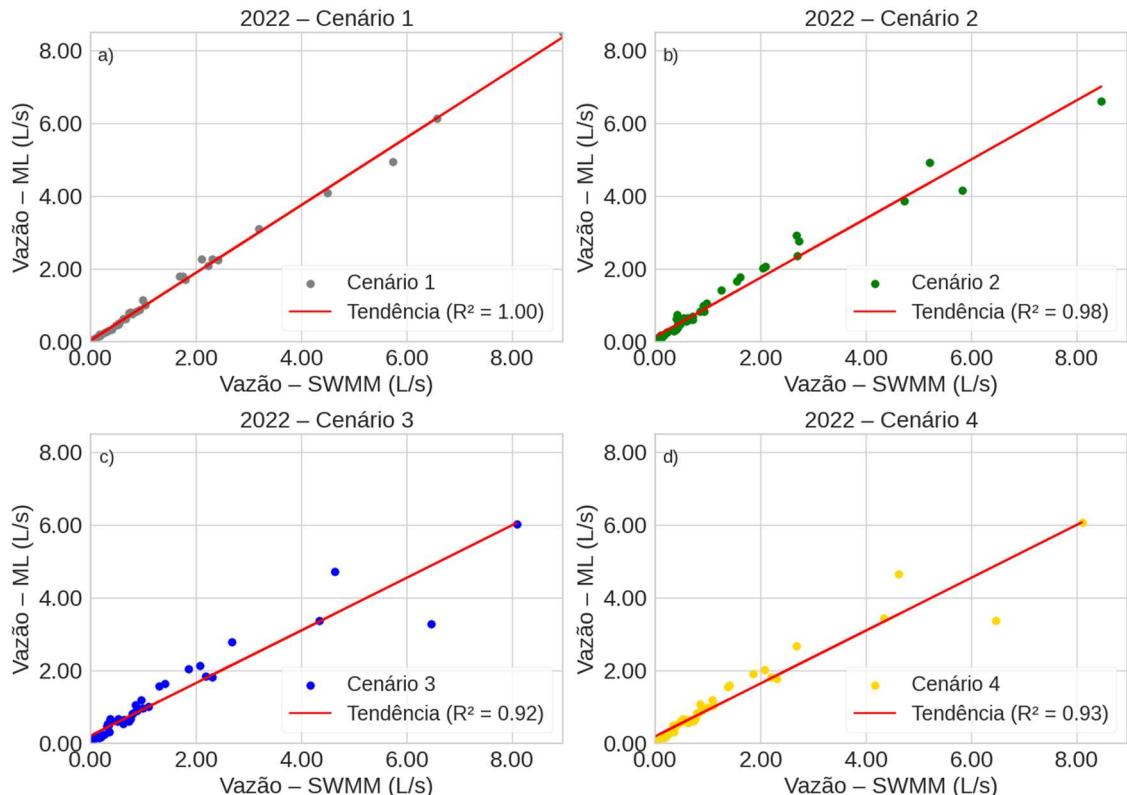
Fonte: A Autora (2026).

Figura 42 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2021.



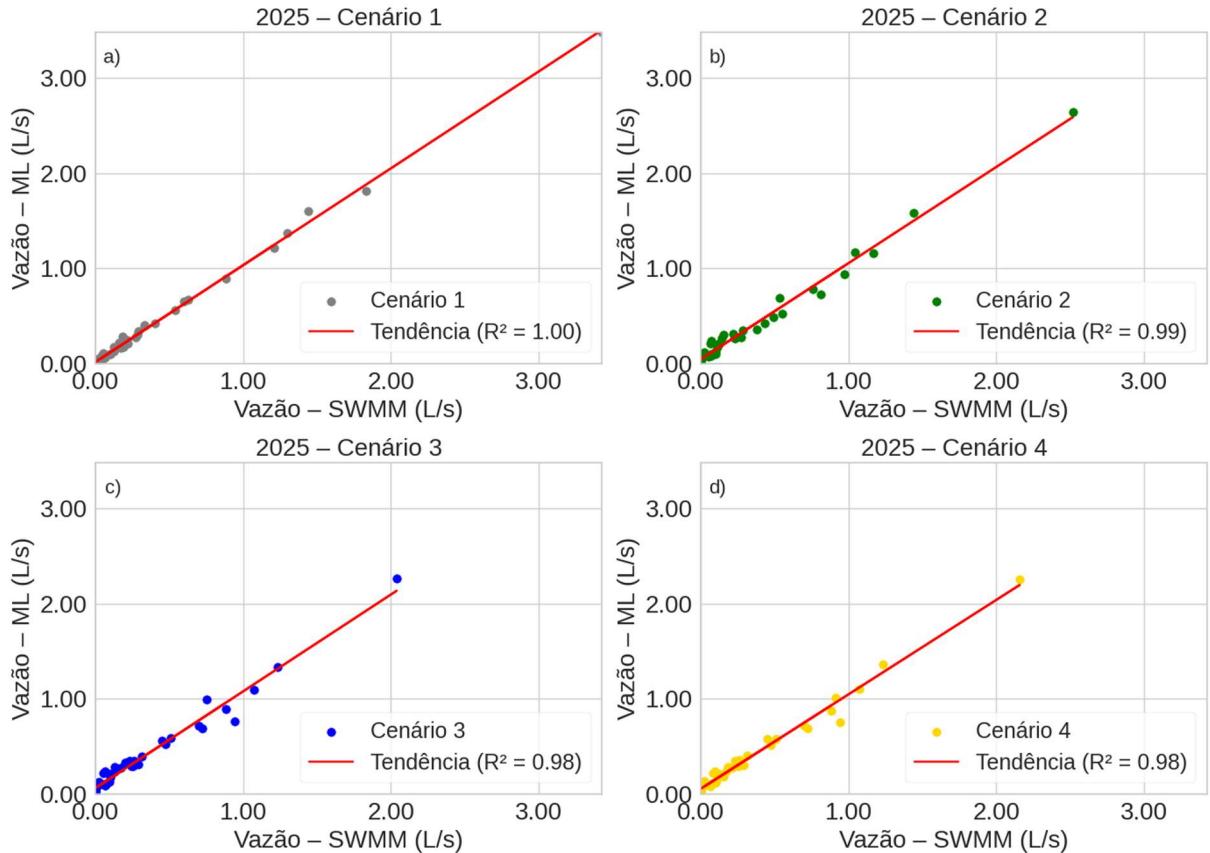
Fonte: A Autora (2026).

Figura 43 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2022.



Fonte: A Autora (2026).

Figura 44 – Gráfico de dispersão entre a vazão simulada com SWMM e com ML para o ano de 2025.



Fonte: A Autora (2026).

De forma geral, os resultados indicam que o modelo ML mantém desempenho preditivo elevado para todos os anos analisados, com correlação quase perfeita nos períodos de menor complexidade do escoamento e ligeira redução nos anos mais recentes, sobretudo nos cenários com técnicas compensatórias, demonstrando capacidade robusta e confiável na estimativa do escoamento superficial.

4.5 Análise da viabilidade financeira

Diante do desempenho hidrológico expressivo observado nos cenários com aplicação das técnicas compensatórias, especialmente na combinação entre telhados verdes e tanques de armazenamento de águas pluviais, a análise financeira complementa a avaliação dos resultados ao evidenciar a dimensão econômica dessas intervenções. Essa abordagem permite observar como os ganhos hidrológicos se refletem em benefícios sociais e monetários, seja pela redução dos prejuízos associados a inundações urbanas, seja pela comparação entre o custo das políticas de incentivo e o valor potencialmente economizado com a mitigação dos danos.

Para ilustrar a magnitude do impacto das medidas compensatórias, analisou-se o evento pluviométrico de número 5, ocorrido entre os dias 27 e 28 de maio de 2022, sendo escolhido por apresentar elevada intensidade pluviométrica e o maior volume acumulado de chuva dentre os 6 eventos analisados. Esse evento teve uma precipitação acumulada de 234,36 mm em 24h, gerando uma vazão de pico de 7,46 L/s às 08h do dia 28 de maio, resultando em um volume escoado de 28.224 L em uma hora, o que resultou nesse horário a maior lâmina d'água com uma altura de 0,20 m, e na maior área inundada de 141.120 m², do período analisado. A análise do período como um todo evidenciou, ainda, uma área média inundada de 11.354 m², conforme sintetizado na Tabela 24.

Tabela 23 – Cenários de custos devido a alagamentos considerando área inundada máxima e média.

Cenário	Área Inundada (m ²)	Descrição	Aplicação recomendada
Área alagada máxima	141.120	Representa o pior evento observado no período (cenário extremo de alagamento).	Estimativa conservadora de danos, útil para justificar políticas públicas, obras estruturais e medidas preventivas.
Área alagada média	11.354	Representa a média das áreas alagadas durante o período estudado.	Estimativa realista para análise de custo-benefício médio e avaliação de viabilidade econômica de incentivos.

Fonte: A Autora (2026).

4.5.1 Estimativas de danos por inundações

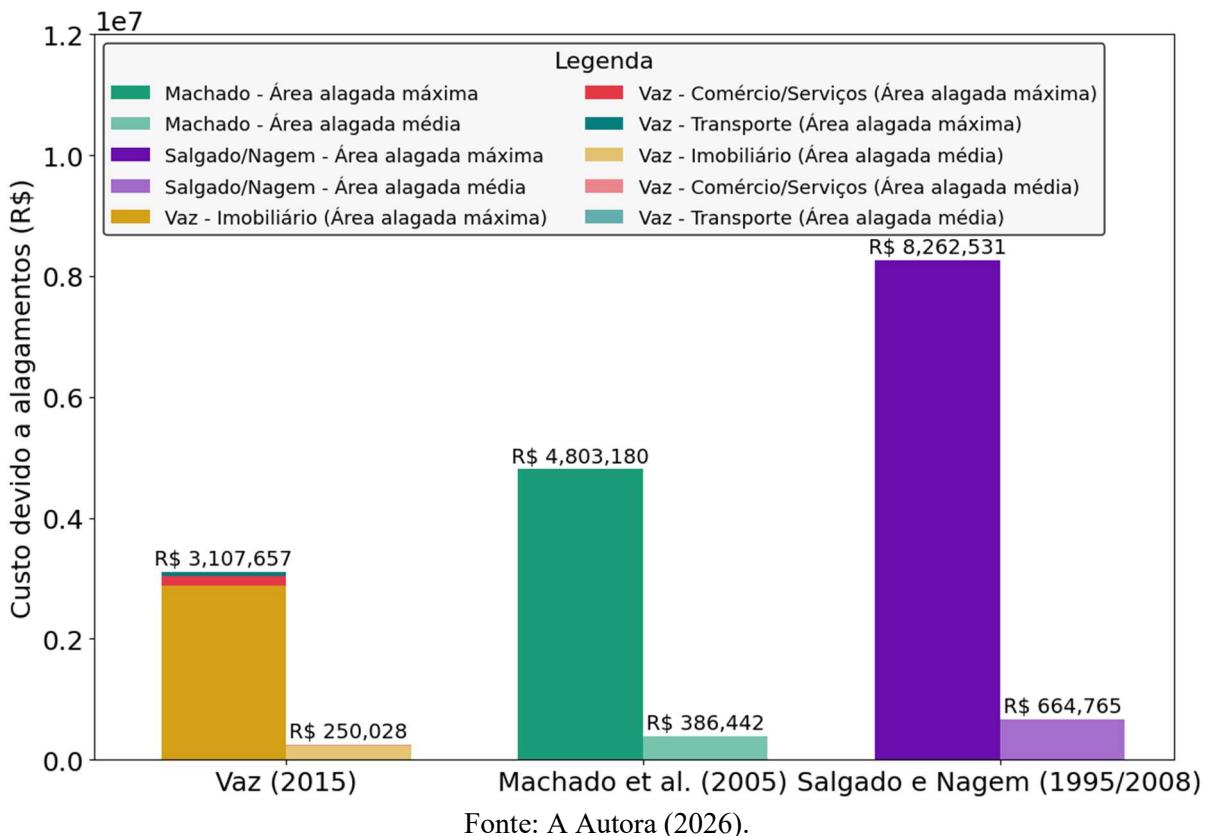
As estimativas de custo variaram em função da metodologia aplicada, refletindo diferenças nas abordagens conceituais, nos parâmetros considerados e nas hipóteses de cálculo, sendo os valores dos custos de cada metodologia observado na Figura 45.

A utilização da metodologia de Vaz (2015) resultou em um custo total de R\$ 3.107.657,25 para o cenário da área inundada máxima e em um custo total de R\$ 250.027,67 para o cenário da área inundada média, distribuído entre danos imobiliários, comerciais e de transporte, como detalhado na Tabela 25.

Os danos imobiliários foram contabilizados em R\$ 2.878.665,75 para o cenário da área alagada máxima e R\$ 231.604,07 para o cenário da área alagada média. As perdas em comércio e serviços tiveram um custo de R\$ 150.358,54 para o cenário da área alagada máxima e de R\$ 12.097,15 para o cenário da área alagada média. E os prejuízos no setor de transportes apresentaram o valor de R\$ 78.632,97 para o cenário da área alagada máxima e de R\$ 6.326,44 para o cenário da área alagada média. Esses resultados evidenciam a predominância dos danos associados ao setor imobiliário, corroborando estudos recentes que apontam os impactos diretos

sobre edificações como a principal parcela dos custos de desastres hidrológicos em áreas urbanas, como os desenvolvidos por Molinari *et al.* (2020), e Mobini *et al.* (2021). A Tabela 26 denota o comparativo entre os custos calculados pelas metodologias de Vaz (2015), Machado *et al.* (2005), Salgado (1995) e Nagem (2008).

Figura 45 –Custos devido a alagamentos estimados por metodologia.



Fonte: A Autora (2026).

Tabela 24 – Detalhamento de custo devido a alagamentos pela metodologia de Vaz (2015).

Tipologia de Impacto	Vaz (2015)	
	Área alagada máxima	Área alagada média
Danos Imobiliários (R\$)	2.878.665,75	231.604,07
Danos Comerciais (R\$)	150.358,54	12.097,15
Danos Transporte (R\$)	78.632,97	6.326,44
Custo Total (R\$)	3.107.657,25	250.027,67

Observação: Para termos de comparação e análise futura, em dezembro de 2025 o dólar está equivalendo a R\$ 5,46 (cinco reais e quarenta e seis centavos).

Fonte: A Autora (2026).

Tabela 25 – Comparativo de custos de cada metodologia.

Método de estimativa	Área alagada máxima (m ²)	Área alagada média (m ²)	Custo total (R\$) (área máxima)	Custo total (R\$) (área média)	Custo médio (R\$/m ²)
Vaz (2015)	141.120,00	11.353,86	3.107.657,25	250.027,67	22,02
Machado <i>et al.</i> (2005)	141.120,00	11.353,86	4.803.180,23	386.441,57	34,04
Salgado e Nagem (1995/2008)	141.120,00	11.353,86	8.262.530,84	664.764,85	58,55

Fonte: A Autora (2026).

A aplicação das funções de perda propostas por Machado *et al.* (2005), baseadas em curvas de dano em função da profundidade, resultou em um custo estimado de R\$ 4.803.180,23 para o cenário da área alagada máxima e em um custo de R\$ 386.441,57 para o cenário da área alagada média. Este valor é consistente com o obtido por Vaz (2015), embora derivado de abordagem distinta, apoiada em funções transferidas de outro contexto urbano. A proximidade entre os resultados confere robustez à estimativa, apesar das limitações reconhecidas na transferência de funções de dano entre localidades (Molinari *et al.*, 2020).

Por sua vez, a metodologia proposta por Salgado (1995) e atualizada por Nagem (2008) resultou em custos substancialmente superiores, atingindo R\$ 8.262.530,84 para o cenário da área alagada máxima e um custo de R\$ 664.764,85 para o cenário da área alagada média, valores quase duas vezes maiores que os obtidos pelas demais metodologias. Essa diferença decorre da aplicação do Custo Unitário Básico (CUB) associado ao percentual de dano vinculado à profundidade da lâmina d'água. Conforme destacado por (Batista, Ribeiro Neto e Coutinho, 2020), metodologias apoiadas em parâmetros normativos tendem a superestimar os prejuízos quando comparadas a funções empíricas, por não capturarem especificidades locais e vulnerabilidades socioeconômicas. Ainda assim, sua utilização permite comparabilidade com indicadores oficiais.

Quando os custos totais são expressos em termos de área alagada, observa-se que o método de Vaz (2015) apresenta um custo médio de R\$ 22,02 por m², enquanto Machado *et al.* (2005) estima R\$ 34,04/m² e Salgado e Nagem (1995/2008) aponta R\$ 58,55/m². Essa análise por unidade de área evidencia de forma direta a intensidade do impacto econômico de cada metodologia, permitindo comparações mais precisas entre cenários e abordagens distintas, e reforça a tendência das metodologias normativas de superestimar os prejuízos em relação às funções empírica.

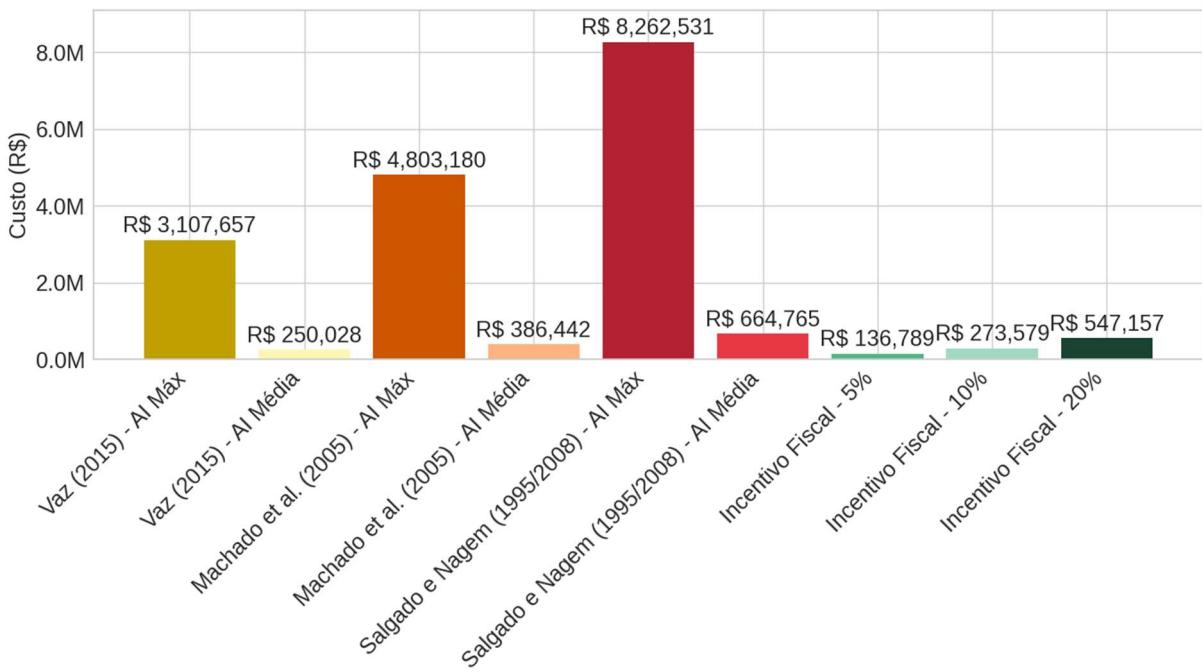
Ao comparar os resultados obtidos neste estudo com os apresentados por Batista, Ribeiro Neto e Coutinho (2020), observa-se que, embora ambos os trabalhos utilizem metodologias baseadas em CUB, diferenças nos parâmetros adotados e no contexto local impactam diretamente os custos unitários. No estudo de Batista, Ribeiro Neto e Coutinho (2020), realizado no município do Cabo de Santo Agostinho, considerando uma área de 1.184.327 m², os custos estimados foram de R\$ 234.582.760,01 para a metodologia de Machado (R\$ 198,07/m²) e de R\$ 149.112.244,18 para a metodologia de Nagem (R\$ 125,90/m²). Em comparação, nesta análise, realizada na Várzea, para áreas alagadas de 141.120 m² (máxima) e 11.353,86 m² (média), os custos unitários foram consideravelmente menores, variando de R\$ 22,02/m² para Vaz (2015) a R\$ 58,55/m² para Salgado e Nagem (1995/2008). Essa diferença decorre não apenas da adoção de valores de CUB distintos, R\$ 1.511,78 em Batista, Ribeiro Neto e Coutinho (2020) e R\$ 1.394,04 neste estudo, e das diferentes cotas de alagamento consideradas, 2,5 m para Batista, Ribeiro Neto e Coutinho (2020) e 0,2 m para este estudo, mas também das características locais de vulnerabilidade e ocupação urbana, evidenciando a sensibilidade das estimativas aos parâmetros normativos e ao contexto geográfico específico.

4.5.2 Custos de incentivo fiscal

Os custos associados à implementação de incentivos fiscais foram calculados a partir da renúncia de arrecadação do IPTU decorrente de descontos concedidos a imóveis que implementassem técnicas compensatórias. A Figura 46 denota o comparativo entre os custos devido a alagamentos com os custos dos incentivos fiscais para os três cenários de descontos analisados (5%, 10% e 20%).

Evidenciou-se que para o desconto de 5% sobre o valor do IPTU, o custo para implementação desse incentivo é de R\$ 136.789,34, já para um desconto de 10% obteve-se um custo de R\$ 273.578,68, e para o desconto de 20% o custo é de R\$ 547.157,35. Observou-se que, mesmo no cenário mais oneroso, o valor representa apenas uma fração reduzida dos custos decorrentes dos alagamentos com um impacto mais expressivo, uma vez que abrangeia toda a área estudada, e não apenas a área impactada pelo evento de inundação.

Figura 46 –Comparativo de custos devido a alagamentos e custos de incentivos fiscais.



Legenda: AI – Área alagada.

Fonte: A Autora (2026).

Ao analisar-se os custos unitários devido a implementação das técnicas, na Tabela 27, observa-se uma redução expressiva em comparação com os custos unitários devido aos alagamentos. Para o cenário de 5% de desconto têm-se um custo devido a incentivos fiscais por m² de R\$ 0,56, para o cenário de 10% um custo de R\$ 1,12, e para o cenário de 20% um custo de R\$ 2,23. Em comparativo com os custos devido a alagamentos, observa-se uma redução expressiva dos custos unitários.

Tabela 26 – Resumo dos custos por incentivos fiscais.

Cenário de Incentivo Fiscal	Custo Total (R\$)	Custo por m ² (R\$)
Com incentivo de 5%	R\$ 136.789,34	R\$ 0,56
Com incentivo de 10%	R\$ 273.578,68	R\$ 1,12
Com incentivo de 20%	R\$ 547.157,35	R\$ 2,23

Fonte: A Autora (2026).

Ao se comparar o custo do incentivo fiscal, com o custo devido a alagamentos na área alagada máxima, evidenciou-se que no cenário de 5% o custo dos incentivos fiscais equivale a 4,4% do valor do custo de alagamento estimado pela metodologia de Vaz (2015), 2,85% do valor de Machado *et al.* (2005) e apenas 1,66% do custo calculado a partir da metodologia de Salgado/Nagem (1995/2008). Para o cenário com desconto de 10%, têm-se que o custo dos

incentivos fiscais equivale a 8,8% do valor do custo de alagamento estimado pela metodologia de Vaz (2015), 5,7% do valor de Machado *et al.* (2005) e 3,31% do custo calculado a partir da metodologia de Salgado/Nagem (1995/2008). E para o cenário com desconto de 20%, o custo dos incentivos fiscais equivale a 17,61% do valor do custo de alagamento estimado pela metodologia de Vaz (2015), 11,39% do valor de Machado *et al.* (2005) e 6,62% do custo calculado a partir da metodologia de Salgado/Nagem (1995/2008).

Essa diferença expressiva evidencia que a adoção de políticas de incentivo fiscal para técnicas compensatórias configura-se como uma medida preventiva altamente vantajosa sob a ótica financeira, alinhada com estudos internacionais que indicam que cada dólar investido em prevenção pode economizar múltiplos em custos de reconstrução e recuperação pós-desastre, corroborando com o afirmado por Kull, Mechler e Hochrainer-Stigler (2013), Mechler (2016), e Botzen, Deschenes e Sanders (2019).

A análise comparativa revela que, independentemente da metodologia adotada para estimar os custos de inundação, a implementação de incentivos fiscais representa um investimento público de baixo custo e elevado retorno social e econômico.

Os resultados demonstram que a adoção de soluções baseadas na natureza apresenta uma relação custo-benefício positiva, confirmando sua relevância não apenas do ponto de vista técnico, mas também financeiro, conforme também destacado por Tucci (2004) e Molinari *et al.* (2020). Portanto, a integração de soluções baseadas na natureza em estratégias de gestão urbana resiliente configura-se como uma abordagem economicamente viável e ambientalmente sustentável, reforçando a relevância da política proposta.

CONCLUSÕES

A análise realizada nesta pesquisa oferece percepções valiosas para a compreensão e a mitigação dos problemas de alagamentos em áreas urbanas. Os resultados ressaltam que há uma correlação entre a ocorrência de pontos de inundação, a distribuição da renda média nominal e as características do uso e ocupação do solo. A utilização do algoritmo de clusterização *k-means* foi útil para a segmentação dos bairros em grupos distintos, identificando padrões espaciais que relacionam a vulnerabilidade às inundações com diferentes níveis socioeconômicos.

A modelagem hidrológica, em escala localizada, conduzida com *Machine Learning* (ML), apresentou desempenho robusto (R^2 de 0,86; MAE de 0,0001; MSE de 0,0054 e r de 0,93), mostrando-se mais precisa do que o Hydrus-1D, que tendeu à superestimação das vazões simuladas. Esses resultados confirmam o potencial do ML como ferramenta de previsão e análise do escoamento superficial, especialmente em cenários que envolvem infraestruturas verdes. Ao capturar relações complexas entre variáveis hidrológicas e de uso do solo, o modelo demonstrou aplicabilidade em diferentes condições de precipitação.

A modelagem hidrológica, em escala de bacia urbana, indicou que a impermeabilização exerce papel determinante na geração de picos de vazão, resultando em respostas hidrológicas mais rápidas e intensas. Tanto o modelo SWMM quanto o de ML apresentaram alta concordância, validando as duas abordagens. A implementação de telhados verdes e tanques de armazenamento de água de chuva mostrou reduções de até 35% da vazão de pico, com maior eficácia em eventos de chuva intensa e curta duração. Esses resultados destacam a importância das soluções baseadas na natureza como instrumentos eficientes para o controle do escoamento e a construção de cidades mais resilientes, devendo-se considerar que os percentuais de redução estimados estão associados aos cenários simulados, às intensidades pluviométricas analisadas e às tipologias de cobertura adotadas, não sendo diretamente generalizáveis para outras condições sem ajustes específicos.

Embora as técnicas compensatórias tenham demonstrado desempenho hidrológico relevante, sua eficácia está condicionada à magnitude e à duração dos eventos pluviométricos. De modo geral, essas técnicas tendem a apresentar melhores resultados sob precipitações de baixa a moderada intensidade, podendo ter sua capacidade de retenção e infiltração progressivamente reduzida em eventos mais severos, nos quais os volumes precipitados podem se aproximar ou exceder seus limites operacionais, resultando em diminuição da eficiência no controle dos alagamentos.

Do ponto de vista econômico, os custos de alagamento estimados para eventos extremos, como o de maio de 2022 (R\$ 3,1 milhões), superam amplamente os incentivos fiscais necessários para adoção das técnicas compensatórias (R\$ 0,56 a R\$ 2,23/m²). Isso demonstra que políticas de incentivo ao uso de telhados verdes e tanques de chuva são financeiramente viáveis e socialmente vantajosas, reduzindo prejuízos urbanos e fortalecendo a sustentabilidade hídrica. Portanto, esta pesquisa evidencia que a integração entre modelagem hidrológica, aprendizado de máquina e infraestrutura verde constitui uma abordagem eficaz, de baixo custo e alto impacto, para a mitigação de inundações urbanas e promoção de cidades sustentáveis.

Dessa forma, os resultados obtidos permitem confirmar a hipótese desta tese, evidenciando que a adoção de telhados verdes e tanques de água da chuva, estimulada por incentivos fiscais, reduz as vazões de escoamento urbano em eventos de chuva intensa e os custos governamentais associados aos alagamentos, consolidando essas técnicas como soluções hidrológica e economicamente viáveis para a drenagem urbana sustentável, especialmente relevantes diante do cenário de mudanças climáticas, marcado pelo aumento da frequência e da intensidade das chuvas extremas no Recife.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALA, E. M. H.; PONS, V.; STOVIN, V.; DE-VILLE, S.; FASSMAN-BECK, E.; ALFREDSEN, K.; MUTHANA, T. M. Evaluating different Machine Learning methods to simulate runoff from extensive green roofs. **Hydrology and Earth System Sciences**, 25 (11), 5917-5935, 2021. <https://doi.org/10.5194/hess-2021-124>.

ABEP - Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa. **Critério de Classificação Econômica Brasil**. 2018. Disponível em: <http://www.abep.org/criterio-brasil>. Acesso em: 25 de setembro de 2025.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7181: solo: análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 13 pp., 1984.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 12721: Avaliação de custos unitários de construção para incorporação imobiliária e outras disposições para condomínios edilícios**. Rio de Janeiro, 91 pp., 2006.

AHMED, M.; SERAJ, M. A.; ISLĀ, M. S. The k-means Algorithm: A Comprehensive Survey and Performance Evaluation. **Electronics**, 9 (8), 1295, 2020. <https://doi.org/10.3390/electronics9081295>.

ALBUQUERQUE, M. M.; LOPES, W. G. R. Influência da vegetação em variáveis climáticas: estudo em bairros da cidade de Teresina, Piauí. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, 36, 38-68, 2016. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/raega/article/viewFile/39719/27989>. Acesso em 12/12/2025.

ALMEIDA, S. P. C.; BRITO, G. P.; SANTOS, S. M. Revisão Histórica dos Telhados Verdes: da Mesopotâmia aos dias atuais. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, 2 (1), 042-051, 2018. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2542231>.

ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; PÔSSA, E. M.; MOURA, D. M. B.; MORAIS, W. A.; FERREIRA, R. S.; SANTOS, L. N. S. Geotechnologies applied in the analysis of land use and land cover (LULC) transition in a hydrographic basin in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, 22, 100495, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100495>.

AMADO, F. A. D. T. **Direito Ambiental Esquematizado**. São Paulo: Método. 1102 pp., 2011.

AMADIO, M.; SCORZINI, A. R.; CARISI, F.; ESSENFELDER, A. H.; DOMENEGHETTI, A.; MYSIAK, J.; CASTELLARIN, A. Testing empirical and synthetic flood damage models: the case of Italy. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, 19, 661–678, 2019. <https://doi.org/10.5194/nhess-19-661-2019>.

ANJOS, L. S.; ANJOS, R. S.; LUNA, V. F.; ALBUQUERQUE, L. S.; NÓBREGA, R. S.. Resgate histórico dos eventos extremos de precipitação e seus impactos no município do Recife-PE. **Revista Brasileira de Climatologia**, 34 (20), 335 - 359, 2024. <https://doi.org/10.55761/abclima.v34i20.16937>.

ANTONINO, J. M. T.; PÓVOAS, Y. V.; MOURA, M. R. F. O uso de pavimentos permeáveis como mitigação de alagamentos em grandes centros urbanos. **Periódico Técnico e Científico Cidades Verdes**, 12 (38), 443 – 454, 2024. <https://doi.org/10.17271/23178604123820245465>.

ARAÚJO, I. Nova sede do Facebook terá telhado verde. **Pensamento verde**, 2013. Disponível em: https://www.pensamentoverde.com.br/atitude/nova-sede-do-facebook-tera-telhado-verde/#google_vignette. Acesso em 30 de maio de 2023.

ARJENAKI, M. O.; SANAYEI, H. R. Z.; HEIDARZADEH, H.; MAHABADI, N. A. Modeling and investigating the effect of the LID methods on collection network of urban runoff using the SWMM model (case study: Shahrekord City). **Modeling Earth Systems and Environment**, 7 (1), 1-16, 2021. <https://doi.org/10.1007/s40808-020-00870-2>

BAEK, S.; LIGARAY, M.; PACHEPSKY, Y.; CHUN, J. A.; YOON, K. S.; PARK, Y.; CHO, K. H. Assessment of a green roof practice using the coupled SWMM and HYDRUS models. **Journal of Environmental Management**, 261, 109920, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109920>.

BALDESSAR, S. M. N. **Telhado verde e sua contribuição na redução da vazão da água pluvial escoada**. Dissertação (Mestrado em Construção Civil) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 125 pp., 2012. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/xmlui/handle/1884/52621>. Acesso em: 02/12/2025.

BALLARD, W.. **The SuDS Manual**. London, UK: CIRIA, Classic House, 599 pp., 2015.

BARNHART, B.; PETTUS, P.; HALAMA, J.; MCKANE, R.; MAYER, P.; DJANG, K.; BROOKES, A.; MOSKAL, L.. Modeling the hydrologic effects of watershed-scale green roof implementation in the Pacific Northwest, United States.. **Journal of environmental management**, 277, 111418, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111418>.

BATISTA, L. F. D. R.; RIBEIRO NETO, A.; COUTINHO, R. Q. Flood damage analysis: a Brazilian case study. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, 14 (1), 150–160, 2020. <https://doi.org/10.4090/juee.2020.v14n1.150160>.

BHATTACHARYA, B.; SOLOMATINE, D. P.: Neural networks and M5 model trees in modelling water level–discharge relationship. **Neurocomputing**, 63, 381–396, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.neucom.2004.04.016>.

BELO HORIZONTE. **Lei Municipal nº 11.315, de 7 de outubro de 2021**. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/mg/b/belo-horizonte/lei-ordinaria/2021/1131/11315/lei-ordinaria-n-11315-2021-altera-as-leis-n-1310-66-n-5-641-89-n-5-839-90-n-7-031-96-n-8-468-02-n-8-616-03-e-n-8-725-03-e-estabelece-novas-medidas-de-incentivo-a-regularizacao-tributaria-e-a-recuperacao-da-atividade-economica-do-municipio-em-razao-das-consequencias-da-epidemia-da-covid-19>. Acesso em: 14/10/2025.

BENFIELD, K. Toronto's leadership for Green roofs. **Switchboard**, 2012. Disponível em: <https://www.smartcitiesdive.com/ex/sustainablecitiescollective/torontos-leadership-green-roofs/39998/>. Acesso em: 12/12/2025.

BESIR, A. B.; CUCE, E. Green roofs and facades: A comprehensive review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 82 (1): 915-939, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.106>

BOCANEGRA-MARTÍNEZ, A.; PONCE-ORTEGA, J. M.; NÁPOLES-RIVERA, F.; SERNA-GONZÁLEZ, M.; CASTRO-MONTOYA, A. J.; EL-HALWAGI, M. M. Optimal design of rainwater collecting systems for domestic use into a residential development. **Resources, Conservation & Recycling**, 84, 44-56, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.01.001>.

BORGES, L. E.. **Python para desenvolvedores**. Novatec Editora Ltda, 288 pp., 2014.

BOTZEN, W. J. W.; DESCENES, O.; SANDERS, M. The Economic Impacts of Natural Disasters: A Review of Models and Empirical Studies. **Review of Environmental Economics and Policy**, 13 (2), 167–188, 2019. <https://doi.org/10.1093/reep/rez004>.

BOUZOUIDJA, R.; SÉRÉ, G.; CLAVERIE, R.; OUVRARD, S.; NUTTENS, L.; LACROIX, D. Green roof aging: Quantifying the impact of substrate evolution on hydraulic performances at the lab-scale. **Journal of Hydrology**, 564, 416-423, 2018. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2018.07.032>.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF: Presidência da República. 1988. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 26/11/2025.

BRASIL. **Lei nº 12.836** de 2 de julho de 2013. Altera os Arts. 2º, 32 e 33 da Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001 - Estatuto da Cidade. Brasília, DF: Presidência da República, 2013. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2013/Lei/L12836.htm. Acesso em: 30/05/2022.

BRASIL. **Lei nº 12.187**, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm. Acesso em: 30/05/2022.

BRASIL. **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 2 set. 1981. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 30/05/2022.

BRAZ, S.; BRAZ, J.. Telhado Verde: Uma nova tecnologia sustentável. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 8, n. 65, 2020. <https://doi.org/10.17271/2318847286520202587>.

BROEKHUIZEN, I.; SANDOVAL, S.; GAO, H.; MENDEZ-RIOS, F.; LEONHARDT, G.; BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L.; VIKLANDER, M. Performance comparison of green roof hydrological models for full-scale field sites. **Journal of Hydrology X**, 12, 100093, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhydroa.2021.100093>

BRUNETTI, G.; PAPAGRIGORIOU, I. A.; STUMPP, C. Desembaraçando a complexidade do modelo na análise hidrológica de telhados verdes: Uma perspectiva bayesiana. **Water research**, 182, 115973, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115973>.

BURSZTA-ADAMIAK, E.; MROWIEC, M. Modelling of green roofs' hydrologic performance using EPA's SWMM. **Water Science and Technology**, 68 (1), 36-42, 2013. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.219>

CALDEIRA, L. A. C.; LIMA, D. P. Drenagem urbana: uma revisão de literatura. **Engineering Sciences**, 8 (2), 1-9. 2020. Disponível em: <https://sustenere.inf.br/index.php/engineeringsciences/article/view/CBPC2318-3055.2020.002.0001/2150>. Acesso em: 15/12/2025

CÂMARA, C. P. S.; SANTOS, S. M.; PAIVA, A. L. R.; BATISTA, L. F. D. R. Implementação de LID em uma bacia urbana: caso de estudo brasileiro. **Ciência e Natura**, 46, e86491, 2024. <https://doi.org/10.5902/2179460X86491>.

CAMMERER, H.; THIEKEN, A. H.; LAMMEL, J. Adaptability and transferability of flood loss models in residential areas. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, 13 (11), 3063–3081, 2013. <https://doi.org/10.5194/nhess-13-3063-2013>.

CAMPISANO, A.; MODICA, C. Optimal sizing of rainwater harvesting tanks. **Journal of Hydrology**, 584, 124–139, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2020.100033>. Disponível em: <https://sustenere.inf.br/index.php/engineeringsciences/article/view/CBPC2318-3055.2020.002.0001>. Acesso em: 15/12/2025.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. São Paulo: Oficina de textos, 34 pp., 2005. Disponível em: https://s3.sa-east-1.amazonaws.com/ofitexto.arquivos/Drenagem-Urbana-2ed_deg.pdf

CANOAS. **Lei Municipal nº 5.840**, de 27 de maio de 2014. Disponível em: <https://www.lexml.gov.br/urn/urn:lex:br:rio.grande.sul:canoas:municipal:lei:2014-05-27;5840>. Acesso em: 30/05/2022.

CARVALHO, R. G. C.; BELÉM, L. B. C.; PERES, L. F.; LUCENA, A. J.; MIRANDA, V. F. V. V. Transformações Espaciais e Impactos na Temperatura da Superfície Continental na Área

do Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (COMPERJ). **Anuário do Instituto de Geociências**, 41 (2), 438-447, 2019. https://doi.org/10.11137/2018_2_438_447

CASCONE, S.. Green Roof Design: State of the Art on Technology and Materials. **Sustainability**, 11(11), 3020, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11113020>.

CHAVES, M. E. D.; PICOLI, M. C. A.; SANCHES, I. D. Recent Applications of Landsat 8/OLI and Sentinel-2/MSI for Land Use and Land Cover Mapping: A Systematic Review. **Remote Sensing**, 12, 3062, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12183062>.

CIPOLLA, S.; ALTOBELLINI, M.; MAGLIONICO, M. Decentralized water management: rainwater harvesting, greywater reuse and green roofs within the GST4Water project. **Proceedings 2018**, 2 (11), 673, 2018. <https://doi.org/10.3390/proceedings2110673>.

CIPOLLA, S. S.; MAGLIONICO, M.; STOJKOV, I. A long-term hydrological modelling of an extensive green roof by means of SWMM. **Ecological Engineering**, 95, 876-887, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.009>

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices**. CRC Press, 200 pp., 2008.

CONSÓRCIO GRANDE RECIFE. **Dados sobre transporte público urbano: tarifas e número de passageiros**. Recife: Consórcio Grande Recife, 2025. Disponível em: <https://www.granderecife.pe.gov.br/>. Acesso em: 29/09/2025.

COSTA, M. E. L.; TSUJI, T. M.; KOIDE, S. Hydrological and hydraulic modeling using SWMM - Storm Water Management Model in the urban basin of Riacho Fundo I - Distrito Federal. **Research, Society and Development**, 10 (1), e6010111458, 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i1.11458>

CRUZ, A. V. A.; BARBOSA, C. R. H.; FIGUEIREDO, K.; PACHECO, M. A. C.; MENDES, M. H.; VELLASCO, M.; BARROS, M.; SOUZA, R. C.; CONTRERAS, R. J.; DUARTE, U. M.; MARQUES, V. S. Modelo de previsão de vazão com informação de precipitação utilizando redes neurais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 12, 69–82, 2007. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v12n3.p69-82>.

CRUZ, C. G.; RIOS, M. Potencial de captação da água pluvial em uma escola na comunidade de Lage dos Negros / Campo Formoso - BA. **Revista Macambira**, 6 (1), e061004, 2022. <https://doi.org/10.35642/rm.v6i1.555>.

DAUD, N.; DAUD, N.; BAKAR, A.; AZIZ, N.; BADREALAM, S.; DOLLAH, Z. Performance of a Rainwater Harvesting Tank Under Varying Non-Potable Demand: Case Study in Kubang Semang, Penang. **Jurnal Kejuruteraan**, 35 (6), 1481-1486, 2023. [https://doi.org/10.17576/jkukm-2023-35\(6\)-21](https://doi.org/10.17576/jkukm-2023-35(6)-21).

DEITCH, M. J.; FEIRER, S. T. Cumulative impacts of residential rainwater harvesting on stormwater discharge through a peri-urban drainage network.. **Journal of Environmental Management**, 243, 127-136, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.018>

DEUS, R. A. S. G.; RAMOS, R. P. S.; COSTA, S. O. S.; GOMES, D. D. M. Multitemporal analysis of the urban expansion of the municipality of Garanhuns-Pe, through Remote Sensing. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, 19 (2), 1535-1544, 2015. <https://doi.org/10.5902/2236117015541>.

DE-VILLE, S.; MENON, M.; JIA, X.; REED, G.; STOVIN, V. The impact of green roof ageing on substrate characteristics and hydrological performance. **Journal of Hydrology**, v. 628, p. 133456, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.02.006>

DIMITRIJEVIĆ, D. G.; ŽIVKOVI, P. M.; STOJILJKOVI, M. M.; TODOROVI, M. N.; SPASI-DJORDJEVI, S. Z.. Green Living Roof Implementation and Influences of the soil layer on its properties. **Thermal Science**, 20 (1), 1511 – 1520, 2016. <https://doi.org/10.2298/TSCI16S5511D>

ERCOLANI, G.; CHIARADIA, E. A.; GANDOLFI, C.; CASTELLI, F.; MASSERONI, D. Evaluating performances of green roofs for stormwater runoff mitigation in a high flood risk urban catchment. **Journal of Hydrology**, 566, 830-845, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.09.050>.

FELIX, V. S.; PAZ, A. R. Representação dos processos hidrológicos em bacia hidrográfica do semiárido paraibano com modelagem hidrológica distribuída. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 21 (3), 2016. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011616009>

FERRAZ, I. L. **O Desempenho Térmico de um Sistema de Cobertura Verde em Comparação ao Sistema Tradicional de Cobertura com Telha Cerâmica.** Dissertação de Mestrado, Departamento de Construção Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo/SP, Brasil, 150 pp., 2012.

FERREIRA, M. J.; ROCHA, H. R. Green roof infrastructure outperforms grey technology in flood mitigation in São Paulo's urbanized region. **Frontiers in Built Environment**, 9, 1254942, 2023. <https://doi.org/10.3389/fbuil.2023.1254942>.

FRANÇA, A. F.; TAVARES JÚNIOR, J. R.; MOREIRA FILHO, J. C. C.. Índices de NDVI, NDWI, e NDBI como ferramentas ao mapeamento temático do entorno da Lagoa Olho D'Água, em Jaboatão dos Guararapes. **Anais...** IV Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologia da Geoinformação. Recife-PE, p. 001-009, 2012.

GARCIA, F. R.; SENA, S. R.; DANTAS, Y.; MEDEIROS, P.; FONTES, A. S.. Regionalização de Vazões a partir de Parâmetros Morfométricos da Bacia Hidrográfica do Rio Grande – Bahia. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 16 (05), 2420-2434, 2023. <https://10.26848/rbgf.v16.5.p2420-2434>

GHOLAMNIA, M.; SAJADI, P.; KHAN, S.; SANNIGRAHI, S.; GHAFFARIAN, S.; SHAHABI, H.; PILLA, F. Assessment and modeling of green roof system hydrological effectiveness in runoff control: a case study in Dublin. **IEEE Access**, 12, 189689–189709, 2024. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2024.3516313>.

GONÇALVES, L. M.; BAPTISTA, L. F. S.; RIBEIRO, R. A. O uso de técnicas compensatórias de drenagem para controle dos impactos da urbanização. Periódico Eletrônico **Forum Ambiental da Alta Paulista**, 12 (1), 92 - 106, 2016. <https://doi.org/10.17271/1980082712120161366>.

GOIÂNIA. **Lei complementar nº 235**, de 28 de dezembro de 2012. Disponível em: https://www.goiania.go.gov.br/html/gabinete_civil/sileg/dados/legis/2012/lc_20121228_000000235.html. Acesso em: 30/05/2022.

GOOGLE EARTH ENGINE. Editor de códigos. 2022. Disponível em: <https://code.earthengine.google.com/>. Acesso em: 25/09/2022.

GUARULHOS. **Lei Municipal nº 6.793**, de 28 de dezembro de 2010. Disponível em: https://leis.guarulhos.sp.gov.br/06_prefeitura/leis/leis_download/06793lei.pdf. Acesso em: 30/05/2022.

HAKIMDAVAR, R.; CULLIGAN, P. J.; FINAZZI, M.; BARONTINI, S.; RANZI, R. Scale dynamics of extensive green roofs: quantifying the effect of drainage area and rainfall characteristics on observed and modeled green roof hydrologic performance. **Ecological Engineering**, 73, 494–508, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.080>.

HAMOUZ, V.; MUTHANNA, T. M. Hydrological modelling of green and grey roofs in cold climate with the SWMM model. **Journal of Environmental Management**, 249, 109350, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109350>.

HAOWEN, X.; YAWEN, W.; LUPING, W.; WEILIN, L.; WENQI, Z.; HONG, Z.; YICHEN, Y.; JUN, L. Comparing simulations of green roof hydrological processes by SWMM and HYDRUS-1D. **Water Supply**, 20 (1), 130-139, 2020. <https://doi.org/10.2166/ws.2019.140>

HAZLEHURST, M. F.; HAJAT, A.; TANDON, P. S.; SZPIRO, A. A.; KAUFMAN, J. D.; TYLAVSKY, HARE, M. E.; SATHYANARAYANA, S.; LOFTUS, C. T.; LEWINN, K. Z.; BUSH, N. R.; KARR, C. J. Associations of residential green space with internalizing and externalizing behavior in early childhood. **Environmental Health**, 23 (17), 12 pp., 2024. <https://doi.org/10.1186/s12940-024-01051-9>.

HE, C.; SHI, P.; XIE, D.; ZHAO, Y. Improving the normalized difference built-up index to map urban built-up areas using a semiautomatic segmentation approach. **Remote Sensing Letters**, 1 (4), 213-221, 2010. <https://doi.org/10.1080/01431161.2010.481681>

HILTEN, R. N.; LAWRENCE, T. M.; TOLLNER, E. W. Modeling Stormwater Runoff From Green Roofs With HYDRUS-1D. **Journal of Hydrology**, 358 (3/4), 288-293, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.010>.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados**. Disponível em: <https://ibge.gov.br/cidades-e-estados.html>. Acesso em: 02/03/ 2023.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2022: Resultados Preliminares**. Brasília: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2022. Disponível em:

<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/22827-censo-demografico-2022>.

Acesso em: 29/09/2025.

IFFLAND, R.; FÖRSTER, K.; WESTERHOLT, D.; PESCI, M.; LÖSKEN, G.. Robust Vegetation Parameterization for Green Roofs in the EPA Stormwater Management Model (SWMM). **Hydrology**, 8(1), 12, 2021. <https://doi.org/10.3390/hydrology8010012>.

IKOTUN, A. M.; EZUGWU, A. E.; ABUALIGAH, L.; ABUHAIJA, B.; HEMING, J. K-means clustering algorithms: A comprehensive review, variants analysis, and advances in the era of big data. **Information Sciences**, 622, 178-210, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.ins.2022.11.139>

JAHNKE, L. T.; WILLANI, S. M. U.; ARAUJO, T. L. R. O IPTU verde: práticas sustentáveis trazem benefícios financeiros à população. **Revista Eletrônica do Curso de Direito da UFSM**, 8, 413-423, 2013. <https://doi.org/10.5902/198136948341>.

JAMALI, B.; BACH, P. M.; DELETIC, A.. Rainwater harvesting for urban flood management - An integrated modelling framework. **Water Research**, 171, 115372, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115372>

JAVAN, K.; LIALESTANI, M. R. F. H.; NEJADHOSSEIN, M. A comparison of ANN and HSPF models for runoff simulation in Gharehsoo River watershed, Iran. **Modeling Earth Systems and Environment**, 1 (41), 1–13, 2015. <https://doi.org/10.1007/s40808-015-0042-1>.

JOHANNESSEN, B. G.; HAMOUZ, V.; GRAGNE, A. S.; MUTHANNA, T. M.. The transferability of SWMM model parameters between green roofs with similar build-up. **Journal of Hydrology**, 569, 816–828, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.01.004>.

JOHN, O.. Evaluation of Rainfall Extreme Characteristics in Dodoma Urban, A Central Part of Tanzania. **International Journal of Environment and Geoinformatics**, v. 9 Issue: 3, 165 – 177, 2022 <https://doi.org/10.30897/ijgeo.1000458>.

KRATZERT, F.; KLOTZ, D.; BRENNER, C.; SCHULZ, K.; HERRNEGGER, M.. Rainfall–runoff modelling using long short-term memory (LSTM) networks, **Hydrology and Earth System Sciences**, 22 (11), 6005–6022, 2018. <https://doi.org/10.5194/hess-22-6005-2018>.

KULL, D.; MECHLER, R.; HOCHRainer-STIGLER, S. Probabilistic cost-benefit analysis of disaster risk management in a development context. **Disasters**, 37 (3), 374-400, 2013. <https://doi.org/10.1111/dis.12002>.

KWON, S. H.; KIM, J. H. Machine Learning and urban drainage systems: state-of-the-art review. **Water**, 13 (24), 3545, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13243545>.

LADEIRA, B.; SILVA, T.; NOGUEIRA, M. M.; MOURA, P. M. Telhados verdes na drenagem urbana: composição, classificação e desempenho hidrológico. **Anais...** XI Encontro Nacional de Águas Urbanas, Belo Horizonte, 6 pp., 2017. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=796>. Acesso em: 02/12/2025.

LEITE, B. P.; FUJIMURA, J. M.; FERNANDES, J. S. A.. Avaliação dos impactos na drenagem com a implantação de telhados verdes na UFMT – Campus Cuiabá utilizando o software SWMM. **In Anais...** VI Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Cuiabá, MT. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 354 - 363. 2016. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnibpcajpcgkclefindmkaj/https://www.geopantanal.cnptia.embrapa.br/2016/cd/pdf/p32.pdf>. Acesso em: 11 de dezembro de 2025.

LEONARDO, H. R. A. L. **Desempenho de telhados ecológicos em área urbana**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 147 pp., 2021. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/43073>. Acesso em: 12/12/2025.

LI, Q., WANG, F., YU, Y., HUANG, Z., LI, M., GUAN, Y.. Comprehensive performance evaluation of LID practices for the sponge city construction: A case study in Guangxi, China. **Journal of Environmental Management**, 231, 10-20, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.024>.

LI, W. C.; YEUNG, K. K. A. A comprehensive study of green roof performance from environmental perspective. **International Journal of Sustainable Built Environment**, 3 (1), 127-134, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijsbe.2014.05.001>.

LIMA, G.; FONSECA-SALAZAR, M.; CAMPO, J. Urban growth and loss of green spaces in the metropolitan areas of São Paulo and Mexico City: effects of land-cover changes on climate and water flow regulation. **Urban Ecosystems**, 26, 1739-1752, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01394-0>.

LIMEIRA. **Lei Municipal nº 6.906, de 1º de novembro de 2023.** Disponível em: <https://legislacao.limeira.sp.leg.br/Limeira-SP/LeisOrdinarias/6906-2023>. Acesso em: 14/10/2025.

LINDEN, R. Técnicas de Agrupamento. **Revista de Sistemas de Informação da FSMA**, 4, 18-36, 2009. Disponível em: http://www.fsma.edu.br/si/edicao4/FSMA_SI_2009_2_Tutorial.pdf Acesso em: 10/11/2025.

MACEDO, P. M. T. **TELHADOS ECOLÓGICOS: avaliação do desempenho térmico e hidrológico em clima tropical úmido.** Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 128 pp., 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/45406>. Acesso em: 12/12/2025.

MACHADO, M. L.; NASCIMENTO, N.; BAPTISTA, M.; GONÇALVES, M.; SILVA, A.; LIMA, J. C.; DIAS, R.; SILVA, A.; MACHADO, E.; FERNANDES, W. Curvas de danos de inundação versus profundidade de submersão: desenvolvimento de metodologia. **Revista de Gestão de Água da América Latina - REGA**, 2 (1), 35-52, 2005. Disponível em: <https://revistas.abrhidro.org.br/article.php?Article=813>. Acesso em: 12/12/2025.

MAI, Y.; MA, X.; CHENG, F.; MAI, Y.; HUANG, G. Comparative Analysis and Optimization of LID Practices for Urban Rainwater Management: Insights from SWMM Modeling and RSM Analysis. **Sustainability**, 17 (5), 2015, 2025. <https://doi.org/10.3390/su17052015>.

MAPBIOMAS. **Coleção MapBiomass**, 2022. Disponível em: https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR. Acesso em: 28/10/2022.

MARENGO, J. A.; ALCANTARA, E.; CUNHA, A. P.; SELUCHI, M.; NOBRE, C. A.; DOLIF, G.; GONCALVES, D.; DIAS, M. A.; CUARTAS, L. A.; BENDER, F.; RAMOS, A. M.; MANTOVANI, J. R.; ALVALÁ, R. C.; MORAES, O. L. Flash floods and landslides in the city of Recife, Northeast Brazil after heavy rain on May 25–28, 2022: Causes, impacts, and disaster preparedness. **Weather and Climate Extremes**, 39, 100545, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2022.100545>

MATTEO, M.; LIANG, R.; MAIER, H.; THYER, M.; SIMPSON, A.; DANDY, G.; ERNST, B.. Controlling rainwater storage as a system: An opportunity to reduce urban flood peaks for rare, long duration storms. **Environmental Modelling & Software**, 111, 34-41, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.09.020>

MECHLER, R. Reviewing estimates of the economic efficiency of disaster risk management: opportunities and limitations of using risk-based cost–benefit analysis. **Natural Hazards**, 81, 2121–2147, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2170-y>.

MENTENS, J.; RAES, D.; HERMY, M. Green roofs as a tool for solving the Rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? **Landscape and Urban Planning**, 77 (3), 217-226, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>.

MERZ, B.; THIEKEN, A. H.; GOCHT, M. Flood risk mapping at the local scale: Concepts and challenges. **Flood Risk Management in Europe**, 25, 231-251, 2007. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4200-3_13

MOBILIA, M.; LONGOBARDI, A. Impact of rainfall properties on the performance of hydrological models for green roofs simulation. **Water Science and Technology**, 81 (7), 1375-1387, 2020. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.210>.

MOBINI, S.; NILSSON, E.; PERSSON, A.; BECKER, P.; LARSSON, R. Analysis of pluvial flood damage costs in residential buildings – A case study in Malmö. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, 62, 102407, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2021.102407>.

MOLINARI, D.; SCORZINI, A. R.; ARRIGHI, C.; CARISI, F.; CASTELLI, F.; DOMENEGHETTI, A.; GALLAZZI, A.; GALLIANI, M.; GRELOT, F.; KELLERMANN, P.; KREIBICH, H.; MOHOR, G. S.; MOSIMANN, M.; NATHO, S.; RICHERT, C.; SCHROETER, K.; THIEKEN, A. H.; ZISCHG, A. P.; BALLIO, F. Are flood damage models converging to “reality”? Lessons learnt from a blind test. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, 20 (11), 2997-3017, 2020. <https://doi.org/10.5194/nhess-20-2997-2020>.

MORAIS, B. R.; MÉNDEZ-QUINTERO, J. D.; MACEDO, D. R.; NERO, M. A. Os telhados verdes nas políticas ambientais e como medida mitigadora das inundações urbanas: uma revisão sistemática. **Labor e Engenho**, 15, e021018-e021018, 2021. <https://doi.org/10.20396/labore.v15i00.8663910>

NAGEM, F. R. M. **Avaliação econômica dos prejuízos causados pelas cheias urbanas**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, COPPE, 114 p., 2008. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/520559798/Fernanda-Raquel-Maximiano-Nagem-1>. Acesso em: 20/08/2025

NUNES, D. M., FONSECA, P. L., SILVA, L. P. Avaliação do papel dos telhados verdes no desenho e desenvolvimento urbano de baixo impacto ambiental e no controle de enchentes na Cidade do Rio de Janeiro. **Labor & Engenho**, 11 (3), 374-393, 2017. <https://doi.org/10.20396/labore.v11i3.8648820>

OHNUMA JÚNIOR, A. A. **Medidas não convencionais de reservação d'água e controle da poluição hídrica em lotes domiciliares**. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 331 f., 2008. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-13032009-093755/publico/TESE_Ohnuma_Jr_FINAL_APROVADA.pdf. Acesso em 12/12/2025.

ONU-HABITAT - United Nations Human Settlements Programme. **World Cities Report 2022: Envisaging the Future of Cities**. Nairobi: UN-Habitat, 2022. DOI: 10.18356/9789210028592. Disponível em: <https://unhabitat.org/world-cities-report-2022-envisioning-the-future-of-cities>. Acesso em: 29/09/2025.

OSMUNDSON, T. H. **Roof gardens: history, design, and construction**. New York, W. W. Norton & Company, Inc., 320 pp., 1999.

PALLA, A.; GNECCO, I. On the effectiveness of domestic rainwater harvesting systems to support urban flood resilience. **Water Resources Management**, 36, 5897 - 5914, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03327-6>.

PALLA, A., GNECCO, I., LANZA, L. G. Compared performance of a conceptual and a mechanistic hydrologic models of a green roof. **Hydrological Processes**, 26, 73-84, 2012. <https://doi.org/10.1002/hyp.8112>.

PAPENBROCK, J. **Asset Clusters and Asset Networks in Financial Risk Management and Portfolio Optimization**. Tese de Doutorado em economia da Faculdade de Economia do Instituto de Tecnologia Karlsruhe. 2011. Disponível em: <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/1000025469>. Acesso em: 20/05/2023

PARIZOTTO, S.; LAMBERTS, R. Investigation of green roof thermal performance in temperate climate: A case study of an experimental building in Florianópolis city, Southern Brazil. **Energy and Buildings**, 43 (7): 1712-1722, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.03.014>

PAULA, G.; FREIRIA, R. C.; CANTERAS, F. B. Telhados verdes no contexto de cidades sustentáveis: aspectos técnicos e legislações ambientais vigentes. **Revista de Direito da Cidade**, 14 (2), 948–975, 2022. <https://doi.org/10.12957/rdc.2022.59152>.

PECK, S. W.; CALLAGHAN, C. **Greenbacks from Green Roofs: forging a new industry in Canada**. Canada: Canada Mortgage and Housing Corporation. 78 pp., 1999. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnibpcajpcgkclefindmkaj/https://commons.bcit.ca/greenroof/files/2012/01/Greenbacks.pdf>. Acesso em: 12/12/2025.

PENG, Z.; STOVIN, V. Independent Validation of the SWMM Green Roof Module. **Journal of Hydrologic Engineering**, 22 (9), 2017. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001558](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001558)

PERONI, C.; TEIXEIRA, B. Avaliação da inserção urbana de bacias de detenção de águas pluviais em dois condomínios residenciais nos municípios de Araraquara e São Carlos, São Paulo – Brasil. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, 4 (10), 50 – 65, 2016. <https://doi.org/10.17271/2317860441020161391>.

PLANSAB. **Plano Nacional de Saneamento Básico. Relatório de Avaliação Anual 2019**. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento, Brasília, 141 pp., 2021. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnibpcajpcgkclefindmkaj/https://www.gov.br/cidades/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/plano-nacional-de-saneamento-basico-plansab/arquivos/relatriodeavaliaoanualdoplansab20192.pdf>. Acesso em: 12/12/2025.

PRIYA, Y. R.; MANJULA R.. Enhanced streamflow prediction using SWAT's influential parameters: a comparative analysis of PCA-MLR and XGBoost models. **Earth Science Informatics**, 16, 4053 – 4076, 2023. <https://doi.org/10.1007/s12145-023-01139-9>.

QIAO, L.; LIVSEY, D.; WISE, J.; KADAVY, K.; HUNT, S.; WAGNER, K. Predicting flood stages in watersheds with different scales using hourly rainfall dataset: A high-volume rainfall features empowered Machine Learning approach. **The Science of the Total Environment**, 950, 175231, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175231>.

QUINN, R.; ROUGÉ, C.; STOVIN, V. Quantifying the performance of dual-use rainwater harvesting systems. **Water Research** X, 10, 100081, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100081>.

RAJI, B.; TENPIERIK, M. J.; VAN DEN DOBBELSTEEN, A. The impact of Greening Systems on building energy performance: A Literature Review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 45, 610-623, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.011>.

RANGEL, A. C. L. C.; ARANHA, K. C.; SILVA, M. C. B. C. Os telhados verdes nas políticas ambientais como medida indutora para a sustentabilidade. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 35, 397-409., 2015. <http://doi.org/10.5380/dma.v35i0.39177>.

RASHID, A. R. M.; BHUIYAN, M. A.; PRAMANIK, B.; JAYASURIYA, N. Life cycle assessment of rainwater harvesting system components – To determine environmentally sustainable design. **Journal of Cleaner Production**, 326, 129286, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129286>.

RECIFE. **Lei n. 18.112, de 12 de janeiro de 2015.** Dispõe sobre a melhoria da qualidade ambiental das edificações por meio da obrigatoriedade de instalação do “telhado verde” e construção de reservatórios de acúmulo ou de retardo do escoamento das águas pluviais para a rede de drenagem, e dá outras providências. Recife, 12 jan. 2015. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a1/pe/r/recife/lei-ordinaria/2015/1812/18112/lei-ordinaria-n-18112-2015-dispoe-sobre-a-melhoria-da-qualidade-ambiental-das-edificacoes-por-meio-da-obrigatoriedade-de-instalacao-do-telhado-verde-e-construcao-de-reservatorios-de-acumulo-ou-de-retardo-do-escoamento-das-aguas-pluviais-para-a-rede-de-drenagem-e-da-outras-providencias>. Acesso em: 12/12/2025.

RECIFE. Prefeitura do Recife. **Perfil dos bairros.** Disponível em: <https://www2.recife.pe.gov.br/servico/perfil-dos-bairros>. Acesso em: 05/03/2023.

RECIFE. Prefeitura do Recife. **Quais são as alíquotas do IPTU em Recife? Recife em Dia**, Recife, [s.d.]. Disponível em: <https://recifeemdia.recife.pe.gov.br/node/900>. Acesso em: 30/09/2025.

RÊGO, A.; BEZERRA, J.; PINTO FILHO, J. Modelagem espacial da qualidade da água nas comunidades rurais da Chapada do Apodi – RN. **Revista Brasileira de Geografia Física**, 13 (4), 1819–1834, 2020. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.4.p1819-1834>.

REICHARDT, K. **A Água em Sistemas Agrícolas**. São Paulo: Manole, 1987. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/000762227>. Acesso em 15/04/2025.

RIO DE JANEIRO. **Decreto Municipal nº 35.745**, de 06 de junho de 2012. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=242168>. Acesso em: 30/05/2022.

ROCHA, R. S. T. M.. **Desempenho térmico de telhado verde ecológico de baixo custo em clima semiárido**. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, 134 pp., 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/38999>. Acesso em: 12/12/2025.

RODRIGUES, N. M.; RODRIGUES, C. E. F.; RODRIGUES, C. R. A falta de drenagem urbana nas cidades brasileiras. **Research, Society and Development**, 11 (6), 12pp., 2022. <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i6.29652>

ROSA, M. R.. Classificação do Padrão de Ocupação Urbana de São Paulo utilizando Aprendizagem de Máquina e Sentinel 2. **Revista do Departamento de Geografia**, 15-21. 2018. <https://doi.org/10.11606/rdg.v0ispe.145784>.

ROSSMAN, L. A.; SIMON, M. A. **Storm Water Management Model User's Manual Version 5.2**. EPA/600/R-22/030, 424 p., 2022. Disponível em: <https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-04/swmm-users-manual-version-5.2.pdf>. Acesso em 20/03/2025.

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS (Earth Resources Technology Satellite). **Proceedings of 3rd Earth Resources Technology Satellite Symposium**, Greenbelt, 10-14 December, SP-351, 309-317, 1973.

SALGADO, J. C. M. **Avaliação econômica de projetos de drenagem e de controle de inundações em bacias urbanas**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, 113 pp., 1995. Disponível em: <https://www.coc.ufrj.br/es/tesis-de-maestria/475-1995/5946-joao-carlos-mattoso-salgado>. Acesso em: 12/12/2025.

SALVADOR. **Decreto Municipal nº 29.100**, de 06 de novembro de 2017. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/ba/s/salvador/decreto/2017/2910/29100/decreto-n-29100-2017-regulamenta-o-art-5->. Acesso em: 30/05/2022.

SANTOS. **Lei complementar nº 913**, de 21 de dezembro de 2015. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a2/sp/s/santos/lei-complementar/2015/92/913/lei-complementar-n-913-2015-concede-incentivo-fiscal-a-implantacao-de-coberturas-verdes-nos-edificios-do-municipio-e-da-outras-providencias?q=913>. Acesso em: 30/05/2022.

SANTOS, G. C. **Desempenho térmico de telhados verdes no agreste pernambucano**. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru-PE, 96 pp., 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/25102>. Acesso em: 12/12/2025.

SANTOS, L.; GONÇALVES, R.; CABRAL, C.; GIRÃO, O. Vulnerabilidades a eventos pluviais de alta magnitude da cidade do Recife – Pernambuco/Brasil. **Revista de Geografia (UFJF)**, v. 9, p. 160–185, 2020. DOI: 10.34019/2236-837x.2019.v9.18079.

SANTOS, P. T. S.; SANTOS, S. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; COUTINHO, A. P.; MOURA, G. S. S.; ANTONINO, A. C. D. Telhado verde: desempenho do sistema construtivo na redução do escoamento superficial. **Ambiente Construído**, 13 (1): 161-174, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1678-86212013000100011>

SANTOS, D. R.; SILVA, T. E. B. C. VILLAGRÁN, C. E. S.; RIBEIRO, T. C. Clustering of Assets and its relationship with macroeconomic variables and the financial indexes. **Research, Society and Development**, 10 (2), e22910212421, 2021. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i2.12421>.

SATRIAWANSYAH, T.; KASIM, M.; FANANI, M. Meta-analysis of sustainable urban drainage systems (SUDS) in reducing urban flood risks. **Indonesia Journal of Engineering and Education Technology (IJEET)**, v. 2, n. 2, 2024. DOI: 10.61991/ijeet.v2i2.53.

SECTMA – Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente. **As Políticas Públicas Ambientais do Estado de Pernambuco**, 89 pp., 2010.

SHAFIQUE, M.; KIM, R.; KYUNG-HO, K.. Green Roof for Stormwater Management in a Highly Urbanized Area: The Case of Seoul, Korea. **Sustainability**, 10, 584, 2018. <https://doi.org/10.3390/su10030584>.

SHARMAN, L. City of Sidney: Green Roofs and Walls Policy Implementation Plan. 19 p., 2014. Disponivel em: <https://share.google/ORIxGmzop9tw5Egp3>. Acesso em 25/04/2023.

SHARMA, A.; GARDNER, T. Comprehensive Assessment Methodology for Urban Residential Rainwater Tank Implementation. **Water**, 12 (2), 315, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12020315>.

SILVA, C. E. M.; SOUZA, J. C. R.; GOMES, D. P.; LIMA, L. B.; OLIVEIRA, C. M. E. Mapeamento de áreas suscetíveis a inundações na cidade do Recife-PE/Brasil. **Espaço em Revista**, 27 (1), 21–44, 2025. <https://doi.org/10.70261/er.v27i1.74841>.

SILVA, D.; ELHORST, J.; NETO, R.. Urban and rural population growth in a spatial panel of municipalities. **Regional Studies**, 51, 894 – 908, 2017. <https://doi.org/10.1080/00343404.2016.1144922>.

SILVA JUNIOR, M. A. B.; SILVA, A. C.; SILVA, P. O.; SANTOS, R. M.; CABRAL, J. J. S. P. O panorama da aplicação de medidas de controle na fonte em novas edificações do Recife-PE. In: Encontro Nacional de Águas Urbanas, 14., 2022, Brasília. **Anais...** Porto Alegre: ABRHidro, 2022. p. 1–10. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=14020>. Acesso em: 12/12/2025.

SINDUSCON. **Tabela do Custo Unitário Básico (CUB/m²) desonerado – Projeto-padrão R16-N.** Recife: Sinduscon PE, ago. 2025. Disponível em: <https://share.google/vqMSADWhO7KNbktmH>. Acesso em: 15/08/2025.

SINGH, V. P. On application of the Weibull distribution in hydrology. **Water Resources Management**, 1, 33–43, 1987. <https://doi.org/10.1007/BF00421796>.

SITU, Z.; WANG, Q.; TENG, S.; FENG, W.; CHEN, G.; ZHOU, Q.; FU, G. Improving urban flood prediction using LSTM-DeepLabv3+ and Bayesian optimization with spatiotemporal feature fusion. **Journal of Hydrology**, 630, 130743, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.130743>.

SIVIERO, F. M.; CALABRIA, L.; PANDOLFI, C.; FERASSO, C. A. Estudo comparativo dodesempenho de poços de infiltração como medida de contenção de drenagem urbana na fonte. **Brazilian Journal of Development**, 6 (9), 70841-70866, 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n9-508>.

SNODGRASS, E. C.; MCINTYRE, L. **The Green Roof Manual – A Professional Guide to Design, Installation, and Maintenance**. Timber Press: London, 295 pp., 2010.

SPEAK, A. F.; ROTHWELL, J. J.; LINDLEY, S. J.; SMITH, C. L.. Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. **Atmospheric Environment**, 61, 283–293, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.043>.

SOLOMATINE, D. P.; DULAL, K. N.. Model trees as an alternative to neural networks in rainfall—runoff modelling. **Hydrological Sciences Journal**, 48 (3), 399-411, 2003. <https://doi.org/10.1623/hysj.48.3.399.45291>.

SOULIS, K. X.; VALIANTZAS, J. D.; NTOULAS, N.; KARGAS, G.; NEKTARIOS, P. A. Simulation of green roof runoff under different substrate depths and vegetation covers by coupling a simple conceptual and a physically based hydrological model. **Journal of Environmental Management**, 200, 434-445, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.012>.

SOUSA, M. C. B.; PEDROSA, R. A.; IWATA, B. F.; CHAVES, S. V. V. Uso de telhados verdes para controle de águas pluviais urbanas em Teresina – Piauí. **Revista de Geografia (Recife)**, 38 (2), 148-163, 2021. <https://doi.org/10.51359/2238-6211.2021.246116>.

SOUSA, W. S.; SOUSA, F. A. S. Rede neural artificial aplicada à previsão de vazão da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 14 (2), 173–180, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000200008>

TESTON, A.; TEIXEIRA, C. A.; GHISI, E.; CARDOSO, E. B. Impact of rainwater harvesting on the drainage system: case study of a condominium of houses in Curitiba, southern Brazil. **Water**, 10, 1100, 2018. <https://doi.org/10.3390/w10081100>.

TOMINAGA, E.; BRITES, A.; PION, S.; SOSNOSKI, A.; BARROS, M.; CONDE, F. The Complexity of Urban Drainage Projects in Megacities: The Case of the Água Preta and Sumaré Catchments of the City of São Paulo, Brazil. **World Environmental and Water Resources Congress**, 138 – 149, 2019. <https://doi.org/10.1061/9780784482339.015>.

TUCCI, C. E. M. Plano diretor de drenagem urbana: princípios e concepção. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 2 (2), 5-12, 1997. <http://doi.org/10.21168/rbrh.v2n2.p5-12>.

TUCCI, C. E. M. Aspectos Institucionais no Controle de Inundações. I Seminário de Recursos Hídricos do Centro Oeste, I, Brasília-DF, **Anais..** 1-16, 1999. Disponível em:

https://www.academia.edu/50546560/Aspectos_Institucionais_Do_Controle_Das_Inunda_es_Urbanas?auto=download. Acesso em: 26/11/2025.

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento integrado das inundações urbanas no Brasil. **Revista de Gestão de Água da América Latina - REGA**, 1 (1), 59-73. 2004. <https://doi.org/10.21168/rega.v1n1.p59-73>.

VALLE, C. E. **Qualidade ambiental: o desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente**. São Paulo: Pioneira. 117 pp., 1995.

VARGHESE, S.; PENTAKOTA, S.; THADIVALASA, P.; PODAPATI, G.; ASHOK, K. Changes in physical characteristics of extreme rainfall events during the Indian summer monsoon based on downscaled and bias-corrected CMIP6 models. **Scientific Reports**, v. 15, 2025. DOI: 10.1038/s41598-025-87949-x.

VAZ, V. B. **Avaliação do custo do risco de inundações urbanas: Estudo de Caso dos Danos de Inundação em Porto Alegre - RS**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 148 pp., 2015. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/117458>. Acesso em: 15/04/2023.

VIJAYARAGHAVAN, K. Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 57, 740-752, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.119>

VIJAYARAGHAVAN, K; JOSHI, U. M. Can green roof act as a sink for contaminants? A methodological study to evaluate runoff quality from green roofs. **Environmental Pollution**, 194, 121–129, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.021>.

VILARIM, M. B.. **Desempenho térmico de telhado verde de baixo custo em região de clima tropical úmido**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 139 p., 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/46963>. Acesso em: 12/12/2025.

VILARIM, M. B.; LEONARDO, H. R. A. L.; CÂMARA, C. P. S.; SANTANA, G. C. S.; SANTOS, S. M. Contribuições dos instrumentos legais na difusão dos telhados verdes. In: XV Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2020, Recife. **Anais...** Recife: ABRHidro, 2020. Disponível em: <https://anais.abrhidro.org.br/job.php?Job=6973>. Acesso em: 12/12/2025.

VILELA, E. F.; FERREIRA, W. P. M.; CASTRO, G. D. M.; FARIA, A. L. R.; LEITE, D. H.; LIMA, I. A.; MATOS, C. S. M.; SILVA, R. A.; VENZON, M. New Spectral Index and *Machine Learning* Models for Detecting Coffee Leaf Miner Infestation Using Sentinel-2 Multispectral Imagery. **Agriculture**, 13 (2), 388, 2023. <https://doi.org/10.3390/agriculture13020388>.

WANG, S.; LI, Y.; ZHANG, J.; LIU, C.; ZHAO, X. Assessing the effectiveness of a residential-scale detention tank operated in a multi-objective approach using SWMM. **Water Science and Technology**, 89 (1), 54–70, 2024. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.422>.

WANG, M.; ZHANG, D.; SU, J.; DONG, J.; TAN, S.. Assessing hydrological effects and performance of low impact development practices based on future scenarios modeling. **Journal of Cleaner Production**, 179, 12-23, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.096>.

WEIBULL, W.. A statistical distribution function of wide applicability. **Journal of Applied Mechanics**, 18 (3), 293–297, 1951. <https://doi.org/10.1115/1.4010337>.

WEILER, S. K.; SCHOLZ-BARTH, K. **Green Roof Systems – A Guide to the Planning, Design, and Construction of Landscapes over Structure**. John Wiley & Sons, Inc: New Jersey, 313 pp., 2009.

WILLMOTT, C. J.; ACKLESON, S. G.; DAVIS, R. E.; FEDDEMA, J. J.; KLINK, K. M.; LEGATES, D. R.; O'DONNELL, J.; ROWE, C. M. Statistics For the Evaluation and Comparison of Models. **Journal of Geophysical Research**, 90 (C5), 8995-9005, 1985. <https://doi.org/10.1029/JC090iC05p08995>.

YANG, W.; BRÜGGEMANN, K.; SEGUYA, K.; AHMED, E.; KAESEBERG, T.; DAI, H.; HUA, P.; ZHANG, J.; KREBS, P. Measuring performance of low impact development practices for the surface runoff management. **Environmental Science and Ecotechnology**, 1, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2020.100010>

YILMAZ, A. G.; MUTTIL, N. Runoff estimation by Machine Learning methods and application to the Euphrates Basin in Turkey, **Journal of Hydrologic Engineering**, 19 (5), 1015–1025, 2014. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000869](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000869).

YOUNG, C. C., LIU, W. C., WU, M. C.: A physically based and Machine Learning hybrid approach for accurate rainfall-runoff modeling during extreme typhoon events, **Applied Soft Computing**, 53, 205–216, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.asoc.2016.12.052>

YU, Z.; DI, L.; SHRESTHA, S.; ZHANG, C.; GUO, L.; QAMAR, F.; MAYER, T. J.. RiceMapEngine: A Google Earth Engine-Based Web Application for Fast Paddy Rice Mapping. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing**, 16, 7264-7275, 2023. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2023.3290677>

XIE, H.; LIU, J. A modeling study of the interflow in the green roof. **Urban Forestry & Urban Greening**, 54, 126760, 9 pp., 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126760>

XU, H.. A new index for delineating built-up land features in satellite imagery. **International Journal of Remote Sensing**, 29 (14), 4269-4276, 2008. <https://doi.org/10.1080/01431160802039957>

XU, W.; LI, J.; CHEN, Y.; WANG, D.; LIU, Y. Real-time controlled rainwater harvesting systems can improve the performance of stormwater networks. **Journal of Hydrology**, 614 (A), 128503, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128503>

XU, Y.; XU, Y. P.; WANG, Q.; WANG, Y. F.; GAO, C. Spatial diversion and coordination of flood water for an urban flood control project in Suzhou, China. **Water Science and Engineering**, 17 (2), 108-117, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2023.11.002>.

ZHA, Y; GAO, J; NI, S.. Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from tm imagery. **International Journal of Remote Sensing**, 24 (3), 583-594, 2003. <https://doi.org/10.1080/01431160304987>

ZHANG, S.; LIN, Z.; ZHANG, S.; GE, D. Stormwater retention and detention performance of green roofs with different substrates: Observational data and hydrological simulations. **Journal of Environmental Management**, 291, 112682, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112682>