



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
CAMPUS FORTALEZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

MARIA THEREZA ROCHA CHAVES

JARDIM DE CHUVA COMO SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA EM
AMBIENTE TROPICAL URBANO: CRITÉRIOS DE DESIGN, DESEMPENHO
HIDROLÓGICO E ADAPTABILIDADE VEGETAL

FORTALEZA

2024

MARIA THEREZA ROCHA CHAVES

JARDIM DE CHUVA COMO SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA EM AMBIENTE
TROPICAL URBANO: CRITÉRIOS DE DESIGN, DESEMPENHO HIDROLÓGICO E
ADAPTABILIDADE VEGETAL

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – *Campus* Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dra. Teresa Raquel Lima Farias.

Coorientadora: Prof.^a Dra. Waleska Martins Eloi.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- C512j Chaves, Maria Thereza Rocha.
 JARDIM DE CHUVA COMO SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA EM AMBIENTE TROPICAL
 URBANO: CRITÉRIOS DE DESIGN, DESEMPENHO HIDROLÓGICO E ADAPTABILIDADE
 VEGETAL / Maria Thereza Rocha Chaves. - 2024.
 127 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental,
 Campus Fortaleza, 2024.
 Orientação: Profa. Dra. Teresa Raquel Lima Farias.
 Coorientação: Profa. Dra. Waleska Martins Eloi.
1. Biorretenção; Técnica Compensatória; Manejo de Água Pluvial; Drenagem Urbana Sustentável.. I.
 Titulo.
-



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
Av. 13 de maio, 2081 - Bairro Benfica - CEP 60040-531 - Fortaleza - CE - www.ifce.edu.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Processo: 23256.008984/2024-56

Interessado: Teresa Raquel Lima Farias

MARIA THEREZA ROCHA CHAVES

JARDIM DE CHUVA COMO SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA EM AMBIENTE TROPICAL URBANO: CRITÉRIOS DE DESIGN, DESEMPENHO HIDROLÓGICO E ADAPTABILIDADE VEGETAL

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *Campus* de Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em: **26/09/2024**

BANCA EXAMINADORA



Documento assinado digitalmente
TERESA RAQUEL LIMA FARIAS
Data: 27/09/2024 11:25:18-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Teresa Raquel Lima Farias (Orientadora)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto

Universidade Federal do Ceará (UFC)



Documento assinado digitalmente
IRAN EDUARDO LIMA NETO
Data: 27/09/2024 14:23:19-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Marina Batalini de Macedo

Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI)



Documento assinado digitalmente
MARINA BATALINI DE MACEDO
Data: 30/09/2024 14:21:37-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. José Carlos de Araújo

Universidade Federal do Ceará (UFC)



Documento assinado digitalmente
JOSE CARLOS DE ARAUJO
Data: 01/10/2024 07:05:14-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é fruto de muitas mãos, corações e mentes, e seria impossível concluí-lo sem o apoio, inspiração e generosidade de tantas pessoas. Primeiramente, agradeço ao meu companheiro, melhor amigo e amor de todas as vidas, por estar ao meu lado em cada passo desta jornada, sempre acreditando em mim, muitas vezes mais do que eu mesma. "É por você, amor."

Aos meus pais, Eliana e Romeu, que com sua luta e amor me possibilitaram chegar até aqui, dedico todo o meu esforço. Amo vocês.

À minha orientadora, Professora Teresa, tenho uma imensa gratidão pela oportunidade de crescimento e autonomia que me proporcionou ao longo do mestrado. Agradeço todos os dias por ter sido você! Sua doçura e sabedoria me guiaram, de forma leve durante toda essa jornada, e você é, sem dúvida, uma inspiração. A minha coorientadora, Professora Waleska, agradeço por ser um exemplo de força e determinação, sempre me inspirando com sua dedicação e conhecimento.

Não posso deixar de expressar meu reconhecimento ao Professor Daniel Augusto de Miranda, que foi o primeiro a abrir meus olhos para o mundo da ciência e me conduziu para os caminhos da produção científica.

Este trabalho também não teria sido possível sem o apoio dos Professores Rinaldo Araújo e Mariano Alencar, que acreditaram em nossa pesquisa, viabilizando a implementação do experimento e cedendo a estação meteorológica e os sensores de nível que possibilitaram os resultados alcançados.

Aos meus meninos da iniciação científica, Anderson Paulo, João Guilherme Moreira, Kaylane Pimentel e Kayllany Matos, agradeço profundamente. Vocês mergulharam no projeto, trabalharam com dedicação, e tornaram meus dias mais leves. Sinto imenso orgulho de ter feito parte da formação acadêmica de vocês.

Agradeço também ao Arthur Veras, Eduardo Souza, Leandro Willian e Vitória Kelly pelo auxílio nos ensaios e ao Saboia, não apenas pela ajuda, mas também pelo carinho e pelas tapiocas que adoçam nossos dias.

Não posso deixar de mencionar a equipe de manutenção do IFCE *campus* Fortaleza, liderada pelo Sr. Alcimar, cuja paciência e receptividade foram fundamentais para a execução e implementação deste trabalho.

À todos os membros da minha banca Prof. Iran Eduardo Lima Neto, Prof. José Carlos de Araújo e Prof^a. Marina Batalini de Macedo saibam que cada um de vocês foram fonte de inspiração para esse trabalho. Obrigada por separar um tempo para contribuir com a minha pesquisa.

Por fim, agradeço à FUNCAP pela concessão da bolsa de mestrado e ao CNPq pelo financiamento através do projeto "Avaliação de técnicas compensatórias de baixo impacto para o manejo de águas pluviais urbanas" (processo 405958/2023-4).

A todos, meu mais sincero e profundo agradecimento. Amei cada segundo.

“Nos tempos difíceis de minha vida, rabiscar frases, ainda que nunca venham a ser lidas por ninguém, me traz o mesmo reconforto que a reza para quem tem fé: através da linguagem ultrapasso meu particular, comungo com toda a humanidade”

Simone de Beauvoir

RESUMO

Os jardins de chuva, também denominados como sistemas de biorretenção, vêm revelando-se como uma solução eficaz para mitigar os problemas de drenagem urbana. Contudo, a maioria dos estudos concentra-se em regiões de clima temperado, evidenciando a necessidade de investigações em regiões de clima tropical, onde os dados são escassos. Neste contexto, esse trabalho visa investigar a eficácia de um jardim de chuva em ambiente tropical urbano, avaliando critérios de design, capacidade de infiltração, armazenamento hídrico e suporte ao desenvolvimento de espécies vegetais. Experimentalmente foram coletados e analisados dados de 50 eventos de precipitação natural ao longo de cinco meses, calculando-se o balanço hídrico do sistema. Além disso, monitorou-se o desenvolvimento de quatro espécies vegetais (*Chlorophytum comosum*, *Dracaena reflexa*, *Ruellia simplex* e *Sansevieria trifasciata*) avaliando-se a adaptabilidade dessas espécies ao ambiente da célula de biorretenção e como essas respondem à sazonalidade do regime pluviométrico natural, comparativamente a um jardim controle tradicional. Os resultados mostraram que a eficiência de retenção hídrica da estrutura, durante o período monitorado, foi de $97,3\% \pm 7,3\%$ com cerca de 78% dos eventos monitorados com eficiência de 100%. As taxas de utilização da estrutura de biorretenção indicaram que o sistema opera dentro do desempenho projetado. As espécies selecionadas demonstraram boa adaptabilidade, exibindo aparência morfológica saudável e crescimento satisfatório sob condições de um jardim de chuva em clima tropical. A *Ruellia simplex* e a *Sansevieria trifasciata* apresentaram crescimento estatisticamente superior no jardim de chuva em comparação ao jardim controle. Em contraste, a *Dracaena reflexa* e a *Chlorophytum comosum* não mostraram diferenças estatisticamente significativas no crescimento em ambos os jardins. O modelo simplificado de base física elaborado reproduziu adequadamente o nível superficial máximo ($H_{45S, MAX}$) e a eficiência de retenção de escoamento (E_{ff}), com coeficientes de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), raiz do erro quadrático médio (RMSE) e coeficiente de determinação (R^2) de 0,81, 4,71% e 1,00 para E_{ff} e 0,93, 6,89 cm e 0,96 para $H_{45S, MAX}$, respectivamente. Em tempo, os resultados deste estudo contribuem para uma melhor compreensão do desempenho de estruturas de biorretenção em áreas de clima tropical, oferecendo diretrizes e recomendações para projetos novos e existentes.

Palavras-chave: Biorretenção; Técnica Compensatória; Manejo de Água Pluvial; Drenagem Urbana Sustentável.

ABSTRACT

Rain gardens, also known as bioretention systems, have emerged as an effective solution to mitigate urban drainage problems. However, most studies are focused on temperate regions, highlighting the need for investigations in tropical climates, where data is scarce. In this context, the present study aims to investigate the effectiveness of a rain garden in an urban tropical environment by evaluating design criteria, infiltration capacity, water storage, and support for plant species development. Data from 50 natural rainfall events were collected and analyzed over a five-month period, and the system's water balance was calculated. Furthermore, the development of four plant species (*Chlorophytum comosum*, *Dracaena reflexa*, *Ruellia simplex*, and *Sansevieria trifasciata*) was monitored to assess their adaptability to the bioretention cell environment and their response to the seasonality of the natural rainfall regime, compared to a traditional control garden. The results showed that the structure's water retention efficiency during the monitored period was $97.3\% \pm 7.3\%$, with approximately 78% of the monitored events exhibiting 100% efficiency. The bioretention structure's performance rates indicated that the system is operating within its design expectations. The selected plant species demonstrated good adaptability, displaying healthy morphological appearance and satisfactory growth under the conditions of a tropical climate rain garden. *Ruellia simplex* and *Sansevieria trifasciata* exhibited statistically superior growth in the rain garden compared to the control garden. In contrast, *Dracaena reflexa* and *Chlorophytum comosum* did not show statistically significant differences in growth between the two gardens. The simplified physically-based model developed in this study adequately reproduced the maximum surface level ($H_{45S, MAX}$) and runoff retention efficiency (E_{ff}), with Nash-Sutcliffe efficiency (NSE), root mean square error (RMSE), and coefficient of determination (R^2) values of 0.81, 4.71%, and 1.00 for E_{ff} , and 0.93, 6.89 cm, and 0.96 for $H_{45S, MAX}$, respectively. Ultimately, the results of this study contribute to a better understanding of the performance of bioretention structures in tropical climate areas, providing guidelines and recommendations for both new and existing projects.

Keywords: Bioretention; Compensatory Technique; Stormwater Management; Sustainable Urban Drainage.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 — Número de artigos indexados publicados com menções aos termos “rain garden”, “bioretention”, “low impact development”, “nature-based solutions”, “best management practice” e “Best management practice”	24
Figura 2 — Localização dos trabalhos científicos nacionais selecionados	25
Figura 3 — Perfis de camadas apresentados nos estudos nacionais selecionados	27
Figura 4 — Taxa de eficiência de retenção do escoamento superficial dos jardins de chuva nos estudos nacionais identificados na literatura.....	32
Figura 5 — Metodologia de filtragem dos artigos	33
Figura 6 — Países de origem e ranque de quantidade de publicação das publicações internacionais selecionadas.....	34
Figura 7 — Perfis de camadas apresentados nos estudos internacionais selecionados.....	35
Figura 8 — Eficiência de retenção do escoamento superficial por publicação.....	40
Figura 9 — Jardins de chuva instalados em cidades brasileiras. Belo Horizonte -MG (a). São Paulo-SP (b). Rio de Janeiro-RJ (c) e Goiânia-GO (d)	45
Figura 10 — Área de estudo e estrutura de camadas da célula de biorretenção.	46
Figura 11 — Vegetação no jardim de chuva dia 05/05/2023	55
Figura 12 — Jardins controle esquerdo (a) direito (b) no dia 14/04/2023	56
Figura 13 — Diagrama do processo de cálculo adotado no modelo físico matemático de balanço hídrico na célula de biorretenção	62
Figura 14 — Distribuição granulométrica do solo do local de instalação do jardim, conforme escala ABNT (2022b).....	65
Figura 15 — Condutividade hidráulica saturada dos pontos amostrados	66
Figura 16 — Altura da Brita x Relação área do jardim x área de contribuição e tempo de retorno.....	68
Figura 17 — Esquema do jardim de chuva estudado	69
Figura 18 — Série histórica das precipitações anuais da cidade de Fortaleza -CE.....	70
Figura 19 — Série de precipitações mensais e diárias (1920-2022)	70
Figura 20 — Variação dos parâmetros do balanço hídrico: volume de entrada (V_E), volume superficial e subsuperficial máximo ($V_{S, MAX}$) e ($V_{SS, MAX}$), volume extravasado (V_{EXT}) e volume infiltrado (V_I) e eficiência de retenção de escoamento para as diferentes alturas de charco avaliadas.....	73

Figura 21 — Célula de biorretenção durante extravasamento no Evento 50 em 28/05/2024. $P_{TOTAL}=128,60$ mm/h; $I_{MED}=9,77$ mm/h; $t=3040$ min. e $t.=790$ min.)	75
Figura 22 — Dinâmica hídrica do sistema em eventos de grande porte contendo volume de entrada (V_E), volume superficial e subsuperficial máximo ($V_{S, MAX}$) e ($V_{SS, MAX}$), volume extravasado (V_{EXT}), volume infiltrado (V_I) e altura de precipitação (P_{TOTAL}) em intervalos de 5 minutos	78
Figura 23 — Correlações de Spearman entre diferentes parâmetros hidrológicos avaliados neste estudo. Precipitação total (P_{TOTAL}), intensidades máxima e média de precipitação (I_{MAX} e I_{MED}), índice de precipitação antecedente (API_{30}), período seco anterior (PSA), duração da precipitação ($t.$), eficiência de retenção de escoamento para as alturas de charco de 45cm, 35 cm, 25 cm e 15 cm (E_{ff45} , E_{ff35} , E_{ff25} , E_{ff15}), capacidade de utilização superficial e subsuperficial (U_S e U_{SS}) e taxa de infiltração subsuperficial e superficial (VIB_{SS} e VIB_S)..	80
Figura 24 — Dispersão dos valores observados e simulados para (a) eficiência de retenção de escoamento e (b) nível máximo superficial.	83
Figura 25 — Dispersão dos valores observados e simulados para (a) eficiência de redução de escoamento e (b) nível máximo superficial, para a modelagem refinada com valores individuais de VIB como parâmetros de entrada.....	86
Figura 26 — Comparação da dinâmica hidrológica e dispersão entre os valores medidos e modelados para o Evento 3: (a) Modelagem com a média dos valores de VIB como parâmetros de entrada; (b) Modelagem refinada com valores individuais de VIB como parâmetros de entrada.	87
Figura 27 — Comparação da dinâmica hidrológica e dispersão entre os valores medidos e modelados para o Evento 9: (a) Modelagem com a média dos valores de VIB como parâmetros de entrada; (b) Modelagem com valores individuais de VIB como parâmetros de entrada...	88
Figura 28 — Comparação da dinâmica hidrológica e dispersão entre os valores medidos e modelados para o Evento 16: (a) Modelagem com a média dos valores de VIB como parâmetros de entrada; (b) Modelagem com valores individuais de VIB como parâmetros de entrada.	89
Figura 29 — Comparação da dinâmica hidrológica e dispersão entre os valores medidos e modelados para um evento com múltiplos picos (Evento 3).....	90
Figura 30 —Taxa infiltração medida por evento.....	91
Figura 31 —Variação, para os 28 eventos monitorados, do nível superficial máximo (a) e da eficiência (b) para diferentes taxas de infiltração como parâmetro de entrada	91

Figura 32 — Análise de sensibilidade do modelo, erro quadrado médio (RMSE) e a eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), com base na variação da taxa de infiltração como parâmetro de entrada para todos os eventos analisados e considerando apenas os eventos de drenagem exclusiva para análise do nível superficial máximo ($H_{S45,max}$) e eventos de transbordamento para a eficiência (E_{ff}).	92
Figura 33 — Gráfico de correlação entre o crescimento das espécies <i>Ruellia simplex</i> e <i>Dracaena reflexa</i> e a precipitação.	95
Figura 34 — Acervo fotográfico do desenvolvimento vegetal do jardim de chuva ao longo do ano hidrológico estudado.	96
Figura 35 — Crescimento acumulado do diâmetro da vegetação selecionada <i>Ruellia simplex</i> e <i>Dracaena reflexa</i> no jardim de chuva e jardim tradicional.	97
Figura 36 — Crescimento acumulado da altura da vegetação selecionada <i>Sansevieria trifasciata</i> , <i>Chloropytum comosum</i> , <i>Ruellia simplex</i> e <i>Dracaena reflexa</i> no jardim de chuva e jardim tradicional.	98
Figura 37 — Folhas da <i>Ruellia simplex</i> acometidas por <i>Dactylopius coccus</i>	99
Figura 38 — Desenvolvimento de raízes adventícias na <i>Ruellia simplex</i> no jardim de chuva.	99
Figura 39 — Fauna observada no jardim de chuva durante o período monitorado.	100
Figura 40 — Espécies invasoras presentes no jardim de chuva durante o monitoramento: (a) amendoeira da praia (<i>Terminalia catappa</i>), (b) quebra pedra (<i>Phyllanthus amarus</i>), (c) erva diamante (<i>Oldenlandia corymbosa</i>), (d) erva de jabuti (<i>Peperomia pelúcida</i>), (e) palmeira real (<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>), (f) Bétele (<i>Piper betle</i>) e (g) Jamelão (<i>Syzygium cumini</i>).	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Origem do escoamento e dimensões das estruturas de biorretenção estudadas.	37
Tabela 2 — Publicações sobre soluções baseadas na natureza que utilizaram as vegetações selecionadas (<i>Sansevieria trifasciata</i> , <i>Chloropytum comosum</i> , <i>Ruellia simplex</i> , <i>Dracaena reflexa</i>) de acordo com localização e classificação climática de Köppen-Geiger.....	53
Tabela 3 — Parâmetros de calibração de entrada e respostas de saída do modelo	60
Tabela 4 — Caracterização dos materiais que compõem o jardim de chuva	67
Tabela 5 — Parâmetros utilizados no dimensionamento	67
Tabela 6 — Eficiência de retenção do escoamento superficial média, número de eventos e altura de charco em diferentes estudos	76
Tabela 7 — Comparação de valores simulados e monitorados de nível máximo ($H_{S45,MAX}$) e eficiência (E_{ff}) e os respectivos valores de avaliação do modelo de NSE, R^2 e RMSE para os valores de H_{S45}	85
Tabela 8 — Análise estatística das taxas de crescimento vegetal monitoradas, comparativo entre jardins de chuva e controle	94

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 — Definições de jardim de chuva conforme literatura.....	23
Quadro 2 — Origem do escoamento das estruturas de biorretenção avaliadas.....	26
Quadro 3 — Dimensões dos jardins de chuva dos estudos selecionados.....	26
Quadro 4 — Métodos e parâmetros de dimensionamento da camada de armazenamento dos trabalhos nacionais identificados na literatura.....	28
Quadro 5 — Parâmetros analisados nos trabalhos nacionais identificados na literatura.	29
Quadro 6 — Parâmetros de projeto para construção de jardins de chuva conforme diferentes manuais.....	43
Quadro 7 — Leis ou projetos de leis sobre jardins de chuva de cidades brasileiras	44
Quadro 8 — Ensaio e normas utilizadas para caracterização das matérias empregues na implementação do jardim de chuva	48

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
A_C	Área de contribuição
A_J	Área do jardim
ANA	Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico
API_{30}	Índice de Precipitação Antecedente
ASCE	Sociedade Americana de Engenheiros Civis
BMP	Melhor Prática de Manejo
C	Coefficiente de escoamento
DMC	Diâmetro máximo característico
DNER	Departamento Nacional de Estradas de Rodagem
E_{ff}	Eficiência de redução de escoamento
FISRWG	Grupo de Trabalho Federal Interagências de Restauração de Cursos d'água
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
H_A	Altura camada de areia
H_B	Altura camada de brita
H_C	Altura camada de charco
$H_{S,MAX}$	Altura máxima da lâmina superficial de água
$H_{SS,MAX}$	Altura máxima da lâmina subsuperficial de água
i	Intensidade de precipitação
I_{MAX}	Intensidades máxima de precipitação
I_{MED}	Intensidades média de precipitação
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDF	Intensidade-duração-frequência
IFCE	Instituto Federal do Ceará
I_{MAX}	Intensidade máxima de precipitação
I_{MED}	Intensidade mínima de precipitação
K_{SAT}	Coefficiente hidráulico saturado
LID	Desenvolvimento de baixo impacto
MF	Módulo de finura
NBR	Norma Técnica Brasileira
NM	Norma Mercosul

NSE	Eficiência de Nash-Sutcliffe
P_{TOTAL}	Altura de precipitação total
r	Correlação de Pearson
R^2	Coefficiente de determinação
RMSE	Erro quadrado médio
SD	Desvio padrão
SUDS	Sistema de drenagem urbana sustentável
T_R	Período de retorno
t_c	Duração da chuva
$t_{dren.}$	Duração da drenagem
$t_{ext.}$	Duração do extravasamento
t_o	Parâmetro curva IDF
USDA	Departamento de agricultura dos Estados Unidos
V_{AC}	Volume escoado da área de contribuição
V_{ARM}	Volume armazenamento interno
V_E	Volume de entrada
V_{EXT}	Volume extravasado
V_I	Volume infiltrado
VIB_S	Velocidade de infiltração básica superficial
VIB_{SS}	Velocidade de infiltração básica subsuperficial
V_P	Volume percolado para fora do sistema
V_{PD}	Volume da precipitação direta
V_S	Volume de saída
$V_{S.SUP}$	Volume subsuperficial
$V_{S,MAX}$	Volume subsuperficial máximo
V_{SUP}	Volume superficial
$V_{SS,MAX}$	Volume superficial máximo
U_S	capacidade de utilização superficial
U_{SS}	capacidade de utilização subsuperficial
α	Nível de significância
η_a	Porosidade da areia
η_b	Porosidade da brita
η_s	Porosidade do solo superficial

μ	Massa unitária
ρ_g	Massa específica da partícula
ρ	Coeficiente de correlação Rho-Spearman
ρ_d	Massa específica aparente seca

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	Objetivos.....	20
1.1.1	<i>Objetivo geral.....</i>	20
1.1.2	<i>Objetivos específicos</i>	20
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	21
2.1	O atual cenário da drenagem urbana	21
2.2	Jardim de chuva.....	22
2.2.1	<i>Definição e terminologia</i>	22
2.3	Estudos anteriores sobre jardins de chuva.....	24
2.3.1	<i>Nacionais.....</i>	25
2.3.1.1	Estrutura.....	25
2.3.1.2	Monitoramento e eficiência	29
2.3.2	<i>Internacionais</i>	32
2.3.2.1	Estrutura dos jardins de chuva.....	34
2.3.2.2	Razão de confluência e origem do escoamento	37
2.3.2.3	Monitoramento e modelagem	39
2.4	Manuais de drenagem	42
2.5	Jardim de chuva como política pública	44
3	MATERIAL E MÉTODOS	46
3.1	Área de estudo.....	46
3.2	Caracterização do solo e materiais de composição do jardim de chuva.....	47
3.3	Dimensionamento	48
3.3.1	<i>Chuva de projeto</i>	48
3.3.2	<i>Volume de entrada.....</i>	49
3.3.3	<i>Volume de saída.....</i>	49
3.3.4	<i>Volume de armazenamento interno</i>	50
3.3.5	<i>Volume de charco</i>	51
3.4	Vegetação.....	51
3.4.1	<i>Monitoramento e análise do desenvolvimento da vegetação</i>	54
3.5	Implementação do experimento	55
3.6	Plano de plantio	55
3.7	Balanco hídrico e eficiência de escoamento.....	56

3.8	Índice de Precipitação Antecedente (API_{30}) e dias precedentes sem chuva .57
3.9	Balanço hídrico57
3.10	Monitoramento e análise da eficiência hidrológica do jardim de chuva58
3.11	Modelagem59
3.11.1	<i>Parâmetros de entrada</i>59
3.11.2	<i>Descrição do modelo</i>61
3.11.3	<i>Desempenho do modelo</i>63
3.11.4	<i>Análise de sensibilidade</i>63
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....65
4.1	Caracterização do solo da área de implantação do jardim.....65
4.2	Caracterização dos materiais utilizados no jardim de chuva.....66
4.3	Dimensionamento da camada de armazenamento67
4.4	Pluviometria local69
4.5	Balanço hídrico e desempenho71
4.6	Análise estatística.....80
4.7	Modelagem82
4.7.1	<i>Análise do desempenho do modelo</i>82
4.7.2	<i>Análise de sensibilidade</i>90
4.8	Análise estatística do desenvolvimento da vegetação93
4.8.1	<i>Análise do comportamento de crescimento da vegetação</i>95
5	CONCLUSÕES.....103
	REFERÊNCIAS105
	APÊNDICE A - Descritivo dos serviços realizados de acordo com o cronograma de implementação do experimento.....121
	APÊNDICE B – Tabela de caracterização dos parâmetros dos eventos monitorados 125

1 INTRODUÇÃO

A urbanização, associada ao crescimento demográfico desordenado, tem influenciado significativamente o ciclo hidrológico natural, contribuindo para a impermeabilização do solo e a ocupação inadequada de áreas de proteção dos recursos hídricos (CHRISTOFIDIS *et al.*, 2019; GÜLBAZ e KAZEZYILMAZ-ALHAN, 2016; STEC e SLYŚ, 2023; WOODS BALLARD *et al.*, 2015). No contexto da urbanização, frequentemente se observa o fenômeno denominado pela socio-hidrologia como efeito de agregação, em que decisões tomadas a nível individual ou de subgrupos se somam e prejudicam o sistema em larga escala, resultando em impactos negativos para a sociedade como um todo (VAN PARIJS *et al.*, 1982).

As autoridades de gestão do risco de inundações frequentemente utilizam medidas de proteção estruturais, como diques, para mitigar os problemas de drenagem urbana. No entanto, a sensação de segurança aumentada pode incentivar o desenvolvimento urbano em áreas de risco, resultando em maiores perdas se essas estruturas falharem, fenômeno conhecido como paradoxo do desenvolvimento seguro (BREEN *et al.*, 2022; HAER *et al.*, 2020).

Nesse contexto, os sistemas convencionais de drenagem urbana frequentemente têm se mostrado ineficazes para lidar com o volume excessivo de água em centros urbanos densamente ocupados (CHEN *et al.*, 2015; CHRISTOFIDIS *et al.*, 2019). Tais sistemas são projetados com base em séries históricas para estabelecer períodos de retorno, admitindo assim um risco de falha inerente. No entanto, essa abordagem pressupõe que as séries hidrológicas são estacionárias, ou seja, que seu padrão não muda ao longo do tempo, o que pode ser uma suposição claramente falha em cenários de mudanças climáticas.

Estudos sobre temperatura e precipitação no século XX na América do Sul indicam que os extremos climáticos aumentaram a ocorrência de chuvas intensas (MARENGO *et al.*, 2010). O alagamento urbano resulta tanto da impermeabilização do solo quanto do aumento da intensidade das chuvas devido às mudanças climáticas, dificultando a infiltração das águas pluviais e resultando em escoamento superficial excessivo (MACEDO *et al.*, 2022; SITTISOM *et al.*, 2022; ZANELLA e OLÍMPIO, 2014; ZHANG *et al.*, 2020a).

Contudo, Silva Junior *et al.* (2020) ressaltam que a crescente vulnerabilidade das cidades às inundações não se deve apenas às mudanças climáticas, mas também ao aumento populacional, deficiências no planejamento urbano e falhas na gestão governamental. Os sistemas convencionais de drenagem urbana frequentemente têm se mostrado ineficazes para lidar com o volume excessivo de água em centros urbanos densamente ocupados, onde a falta

de espaço disponível impede a implementação de soluções tradicionais de mitigação de inundações (CHEN *et al.*, 2015; CHRISTOFIDIS *et al.*, 2019).

Particularmente, soluções baseadas na natureza tendem a ser mais definitivas, oferecendo soluções de longo prazo e evitando os retornos não intencionais observados em sistemas tradicionais de drenagem. Assim, os jardins de chuva, também denominados sistemas de biorretenção, têm se mostrado eficazes para mitigar inundações urbanas (GREKSA *et al.*, 2022; KUMAR e SINGH, 2023). Estudos apontam que a conversão de pequenas áreas urbanas em jardins de chuva pode reduzir significativamente os efeitos hidrológicos negativos da impermeabilização do solo (BURSZTA-ADAMIAK *et al.*, 2023; GREKSA *et al.*, 2023; TANG *et al.*, 2016). Soluções como esta são valorizadas por seu baixo custo e relevante potencial para restaurar o ciclo hidrológico natural, reduzir o escoamento superficial, filtrar poluentes, fomentar a biodiversidade, controlar o microclima e recarregar águas subterrâneas (ASLESON *et al.*, 2009; BURSZTA-ADAMIAK *et al.*, 2023; KASPRZYK *et al.*, 2022).

A implementação eficaz de células de biorretenção pode reduzir o escoamento de águas pluviais e ajudar a restaurar a hidrologia natural das bacias hidrográficas a longo prazo (MCGAULEY *et al.*, 2023; SPRAAKMAN e DRAKE, 2021; JOHNSON *et al.*, 2020). No entanto, a disseminação desses sistemas ainda enfrenta obstáculos devido à falta de compreensão sobre o complexo técnico-social envolvido (VENKATARAMANAN *et al.*, 2020). A compreensão aprofundada dos parâmetros de projeto sob diversas condições pluviométricas é importante para a implementação efetiva dessas estruturas (TANSAR *et al.*, 2023). Além disso, os protocolos de projeto devem ser revisados com base em análises atualizadas da frequência de precipitações, para se adaptarem às mudanças climáticas (SPRAAKMAN *et al.*, 2022).

De acordo com Shuster *et al.* (2017), o crescimento de espécies que possuem raízes profundas, tem um papel relevante na formação de macroporos no solo, sustentando a capacidade de infiltração do jardim de chuva. Skorobogatov *et al.* (2020) destacam que o impacto das raízes das plantas na estrutura dos poros do solo tem implicações na infiltração, capacidade de armazenamento e tratamento. A vegetação é estabelecida para promover a evapotranspiração, manter a porosidade do solo, estimular a atividade biológica e possivelmente promover a absorção de poluentes. Além disso, uma vegetação saudável é importante para a estética da instalação de biorretenção (DAVIS *et al.*, 2008).

A seleção adequada das plantas, considerando sua morfologia e as condições ambientais, bem como a sua disposição dentro da área, é fundamental para alcançar um equilíbrio entre a funcionalidade do jardim de chuva e a saúde das plantas (GREKSA *et al.*,

2023). A estratégia adaptativa da vegetação influencia significativamente a condutividade hidráulica de jardins de chuva tendendo a aumentar com plantas tolerantes a inundações periódicas (plantas hidrofíticas) (KRAUSS e RIPPY, 2024).

A maioria dos estudos atuais sobre jardins de chuva se concentram em regiões de clima temperado, evidenciando a necessidade de investigações em regiões de clima tropical, onde os dados são escassos. Neste âmbito, esse trabalho tem como objetivo investigar a eficácia de um jardim de chuva como solução baseada na natureza em ambiente tropical urbano para mitigação de escoamento superficial, avaliando critérios de design, capacidade de infiltração, armazenamento hídrico e suporte ao desenvolvimento de espécies vegetais. Espera-se que os resultados contribuam para uma melhor compreensão do balanço hídrico ao longo de um ano hidrológico típico, oferecendo diretrizes e recomendações para novos projetos com base em soluções baseadas na natureza em climas tropicais.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Investigar a eficácia de um jardim de chuva como solução baseada na natureza em ambiente tropical urbano para mitigação de escoamento superficial, avaliando critérios de design, capacidade de infiltração, armazenamento hídrico e suporte ao desenvolvimento de espécies vegetais.

1.1.2 Objetivos específicos

- a) Dimensionar e estabelecer uma configuração de camadas de um jardim de chuva para infiltrar e armazenar água pluvial proveniente do telhado de uma edificação do *Campus Fortaleza* do IFCE.
- b) Avaliar a eficiência hidrológica do jardim de chuva implementado como dispositivo de infiltração, armazenamento e amortecimento dos volumes produzidos *in situ*.
- c) Desenvolver e testar um modelo simplificado de base física capaz de replicar o comportamento da retenção hídrica da célula de biorretenção estudada.
- d) Avaliar a adaptabilidade de quatro espécies vegetais implantadas no jardim de chuva comparativamente a um jardim controle tradicional.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O atual cenário da drenagem urbana

O crescimento urbano ocorridos nas últimas décadas transformou o Brasil em um país essencialmente urbano, no qual 61% da população vive em concentrações urbanas que são arranjos populacionais ou municípios isolados com mais de 100 mil habitantes (IBGE, 2023).

Um dos efeitos primordiais da urbanização reside no encurtamento do ciclo natural da água causado pela impermeabilização do solo. A precipitação que incide sobre superfícies impermeabilizadas é prontamente canalizada para sistemas de drenagem, que direcionam esse escoamento para córregos, rios ou instalações de tratamento urbanas. Assim, a impermeabilização do solo exerce uma influência direta nos processos naturais de infiltração, nas águas subterrâneas e evaporação, os quais são substancialmente reduzidos ou até mesmo eliminados. Isso resulta em um aumento do escoamento superficial, culminando em um excessivo do volume de água, que contribui para um cenário com problemas de inundações e alagamentos (DUNNETT e CLAYDEN, 2007; FISRWG, 1998).

Segundo Tucci (2016), os principais impactos que decorrem do aumento do escoamento superficial são o pico dos eventos extremos, o aumento da produção de sedimentos e erosão, a deterioração da qualidade da água e a redução da recarga dos aquíferos.

Canholi (2014) relata que durante muitos anos, tanto no Brasil como em outras nações, a questão da drenagem urbana em grandes centros urbanos foi tratada de maneira secundária. As abordagens tradicionais para lidar com as inundações, de um modo geral, apresentam um caráter localizado, realizando uma transferência de vazões e agravando as inundações à jusante. Ao mesmo tempo, a expansão dos sistemas de drenagens convencionais, frequentemente, esbarra em desafios consideráveis, com custos elevados, questões de desapropriação e interrupções no fluxo de tráfego.

Os sistemas de drenagem urbana tradicionais muitas vezes mostram-se ineficientes para o transporte do volume excedente de água, evidenciando a necessidade de adotar uma nova abordagem que integre o ambiente à vida humana visando passar pelas mudanças climáticas com redução no impacto as vidas. A falta desse redirecionamento poderá ocasionar um aumento nas estatísticas de desastres em que as soluções de drenagem convencionais não resultaram efeito (CHRISTOFIDIS *et al.*, 2019).

A urbanização intensa veio evidenciar as limitações das soluções tradicionais de drenagem urbana quanto a sua real eficácia, que tende a transferir para jusante os problemas

de inundação (BAPTISTA e NASCIMENTO, 1996). As técnicas compensatórias surgiram nos anos 1970 com intuito de neutralizar os efeitos da urbanização sobre os processos hidrológicos. Entre elas estão: as bacias de retenção, pavimentos porosos, telhados verdes e os jardins de chuva (BAPTISTA *et al.*, 2011).

2.2 Jardim de chuva

Os jardins de chuva são sistemas de biorretenção projetados para coletar e direcionar o escoamento de água pluviais de superfícies impermeabilizadas, como estradas, estacionamentos e telhados, para uma área vegetada especialmente projetada. Essa área é configurada para propiciar a retenção e infiltração da água no solo, permitindo sua absorção gradual e reduzindo o risco de sobrecarregar os sistemas de drenagem convencionais (DUNNETT e CLAYDEN, 2007; DICKIE, 2010).

Alguns dos benefícios dessas estruturas são: redução do volume de escoamento de água pluvial; redução de risco de inundação; melhoria da qualidade da água pluvial descartada; aumento da biodiversidade local com a inclusão de uma área verde; valorização da estética do entorno; baixo custo; melhoria da qualidade da água, possibilidade de combinação com o sistema de drenagem existente (SZPAKOWSKI *et al.*, 2018).

2.2.1 Definição e terminologia

Nas definições de jardins de chuva selecionadas (Quadro 1) é evidente a falta de consenso em relação ao significado desses termos na literatura, que se diferem principalmente em relação ao nível de detalhamento. No entanto, é notável que, apesar dessas divergências, os conceitos apresentados não entram em contradição a respeito de sua função principal que se resume em criar um meio adequado para que o escoamento pluvial seja absorvido pelo solo.

Além das definições apresentadas, verificou-se que alguns autores como Moura (2013), Macedo *et al.* (2019), Ferreira *et al.* (2017), Azevedo *et al.* (2020) utilizam o termo sistema ou células de biorretenção para se referirem aos jardins de chuva.

É fundamental mencionar que, ainda existem outras denominações, para sistemas alternativos de drenagem urbana entre elas: *Low Impact Development* (LID), *Best Management Practice* (BMP) e *Nature-Based Solutions* (NBS), contudo esses termos se referem a um conjunto de práticas sustentáveis, não necessariamente aos sistemas de drenagem urbana.

Quadro 1 — Definições de jardim de chuva conforme literatura.

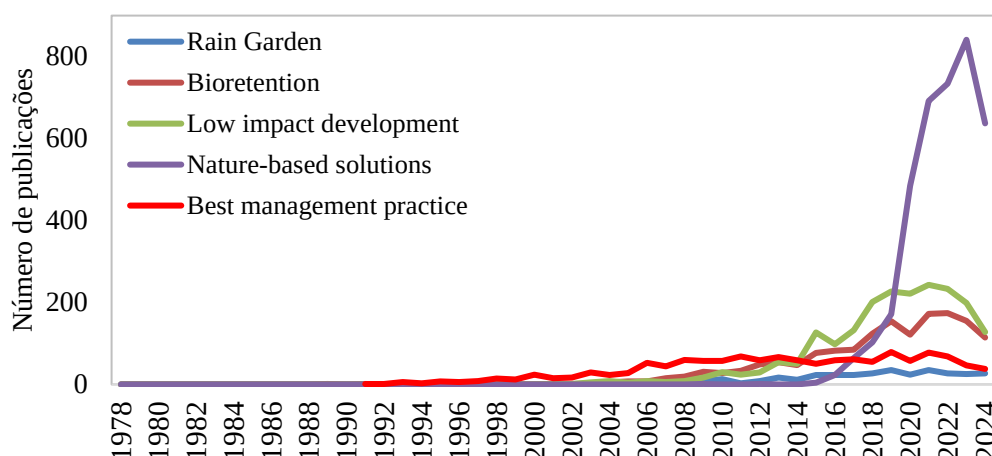
Fonte	Definição
Moura (2014)	Depressões topográficas que recebem o escoamento da água pluvial. O solo – tratado com compostos e demais insumos, como pedriscos, que aumentam sua porosidade – age como uma esponja a sugar a água, enquanto micro-organismos e bactérias removem os poluentes difusos trazidos pelo escoamento superficial. A adição de plantas aumenta a evapotranspiração e a remoção de nutrientes.
Melo <i>et al.</i> (2014)	Dispositivos de drenagem do tipo controle na fonte, baseados no sistema de biorretenção, montados em depressões rasas na paisagem e cobertas por uma camada de cobertura vegetal, funcionando como estrutura de retenção, infiltração e tratamento das águas advindas, principalmente, do escoamento superficial.
Dunnett e Clayden (2007)	Depressão plantada projetada para absorver todo, ou o máximo possível, o excesso de água da chuva que escoar de uma casa ou outro edifício e sua paisagem associada.
Dikie <i>et al.</i> (2010)	Área de vegetação na qual o escoamento é drenado, atenuado e armazenado. A água se infiltra no solo ou é absorvida pelas plantas.
EPA – United States Environmental Protection Agency (2023)	Área deprimida em uma paisagem com grama plantada e flores perenes que coletam a água da chuva de telhados, calçadas ou ruas, permitindo que ela penetre no solo.
Wojciechowska <i>et al.</i> (2015)	Depressões naturais ou artificiais que retêm temporariamente a água e permitem que a água da chuva penetre no solo no local da precipitação.
Shafique e Kim (2017)	Depressões na paisagem que consistem em várias camadas de meios filtrantes, transbordamento, e vários tipos de vegetação, bem como subdrenos opcionais.
Zhang <i>et al.</i> (2020c)	Áreas deprimidas com vegetação, misturas de solo projetadas (contendo diferentes camadas) e (opcional) leitos de drenagem de areia ou cascalho que atendem aos requisitos para reuso de água.
Morash <i>et al.</i> (2019)	Práticas eficazes de desenvolvimento de baixo impacto (<i>Low Impact Development</i> - LID) que são usadas em áreas residenciais para capturar o escoamento de águas pluviais, para recarregar as águas subterrâneas por infiltração e para remover poluentes da água antes que ela entre nos córregos locais

Fonte: Autora (2024)

Na Figura 1 apresenta-se o número de publicações com menções aos termos, “*rain garden*”, “*bioretention*”, “*low impact development*”, “*nature-based solutions*”, “*best management practice*” e “*Best management practice*” conforme relatório fornecido pela base de pesquisa *Web of Science*.

A primeira utilização registrada dos termos “*rain garden*” e “*bioretention*” ocorreu nos anos de 2003 e 1989, respectivamente. Isso sugere que esses conceitos são de origem relativamente recente no âmbito acadêmico. No entanto, é notável que as publicações relacionadas a essa temática têm experimentado um notável crescimento, até a data da presente pesquisa, sendo esses 1563 com referência à biorretenção e 345 a jardim de chuva. Contudo, é importante destacar que apesar do aumento de número de publicações que utilizam as terminologias mencionadas, ainda se trata de uma tecnologia pouco estudada.

Figura 1 — Número de artigos indexados publicados com menções aos termos “rain garden”, “bioretention”, “low impact development”, “nature-based solutions”, “best management practice” e “Best management practice”.



Fonte: Autora (2024)

O termo “*nature-based solutions*” é o mais recente, com a primeira menção ocorrendo em 2009, e, desde 2020, tornou-se a expressão com maior número de publicações por ano, contando com um total de 3756 trabalhos. O termo “*best management practice*” que surgiu em 1978 e apresenta um total de 1314 publicações e a definição “*low impact development*” emergiu em 1998 e conta com 2057 trabalhos relacionados.

Ressalta-se que com exceção ao termo jardim de chuva, os demais podem abranger outras estruturas sustentáveis de drenagem como poços e trincheiras de infiltração. Também é possível encontrar a utilização dos termos vala de infiltração e canteiro pluvial para estruturas como jardins de chuva.

2.3 Estudos anteriores sobre jardins de chuva

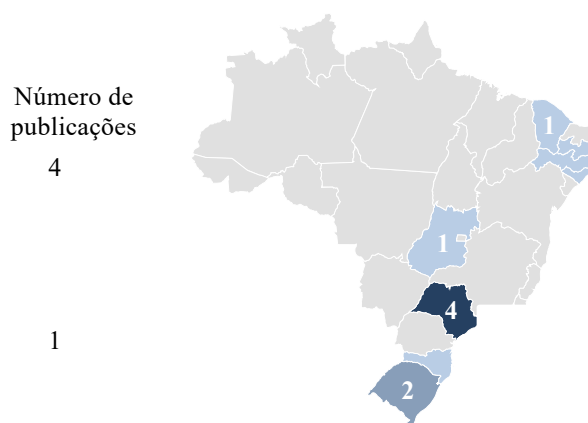
Esta seção engloba uma análise abrangente de estudos com enfoque quantitativo, abordando a implementação e o funcionamento de jardins de chuva quanto ao seu desempenho hidrológico. Realizou-se verificação, comparação e análise de informações provenientes de uma ampla variedade de fontes bibliográficas, tanto nacionais quanto internacionais. O propósito central é alcançar um grau aprofundado de compreensão da complexa dinâmica subjacente aos sistemas de jardins de chuva.

2.3.1 Nacionais

Foram selecionadas pesquisas a respeito da avaliação de jardins de chuva instalados ou projetados no Brasil quanto a eficiência na retenção do escoamento superficial urbano. Para isso, foi realizada uma filtragem a fim de selecionar apenas trabalhos nos idiomas português e inglês. A pesquisa foi conduzida utilizando as palavras-chave "(jardim de chuva *and* Brasil) or (biorretenção *and* Brazil)", em ambos os idiomas. Foram filtrados apenas artigos, teses e dissertações. Foram selecionados 12 trabalhos, dentre os anos de 2013 e 2020.

Os trabalhos selecionados indicam que o tema analisado ainda é recente e pouco disseminado no país, estando concentrados apenas nos seguintes estados: Alagoas, Ceará, Goiás, São Paulo, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Figura 2).

Figura 2 — Localização dos trabalhos científicos nacionais selecionados.



Fonte: Autora (2024)

2.3.1.1 Estrutura

Quanto à estrutura dos jardins de chuva, os trabalhos de Daniel Junior (2013), Moura (2013), Melo *et al.* (2014), Reis e Ilha (2014), Ferreira (2017), Macedo *et al.* (2017), Macedo *et al.* (2019), Fensterseifer (2020) e Dourado e Silva (2020) apresentaram resultados de monitoramento da operação de estruturas de biorretenção instaladas, enquanto os trabalhos de Azevedo *et al.* (2022), Cortez *et al.* (2019), Gonçalves *et al.* (2018) e Ferreira *et al.* (2019) realizaram modelagens matemáticas a fim de determinar a eficiência da estrutura analisada no manejo de águas pluviais. A origem dos escoamentos nos distintos estudos é diversa, sendo estes provenientes de áreas no entorno como estradas, ruas e telhados, conforme Quadro 2.

Quadro 2 — Origem do escoamento das estruturas de biorretenção avaliadas.

Autores	Origem do escoamento
Daniel Junior (2013)	Telhado
Moura (2013)	Área entorno (ruas, vegetações, edificações)
Melo <i>et al.</i> (2014)	Telhado
Reis e Ilha (2014)	Telhado
Ferreira (2017)	Telhado e área entorno
Gonçalves <i>et al.</i> (2018)	Bairro
Cortez <i>et al.</i> (2019)	Rua
Macedo <i>et al.</i> (2019)	Vegetação rasteira, em maioria. Estradas, caminhos pedonais e área de telhado de um laboratório
Azevedo <i>et al.</i> (2020)	Estacionamento
Dourado e Silva (2020)	Rua
Fensterseifer (2020)	Rua

Fonte: Autora (2024)

A proporção entre área do jardim e área de contribuição nos diversos estudos variou de 0,26% a 45,00%, contudo é importante ressaltar que, as áreas de contribuição dos trabalhos de Azevedo *et al.* (2022), Ferreira (2017), Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2017) e Moura (2019) correspondiam boa parte em áreas permeáveis que não contribuem tão significativamente para o escoamento superficial, uma vez que possuem coeficientes de escoamento superficial menores. A menor profundidade da estrutura de biorretenção foi encontrada nos trabalhos de Melo *et al.* (2014), Reis e Ilha (2014) e Fensterseifer (2020), que correspondeu a uma altura de 1,00 m e o maior valor foi obtido nos trabalhos de Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2017) com uma estrutura de 3,20 m de profundidade. Para avaliar o volume de retenção de cada estudo foi considerado o volume de charco somado ao volume disponível na camada de armazenamento interna (Quadro 3).

Quadro 3 — Dimensões dos jardins de chuva dos estudos selecionados.

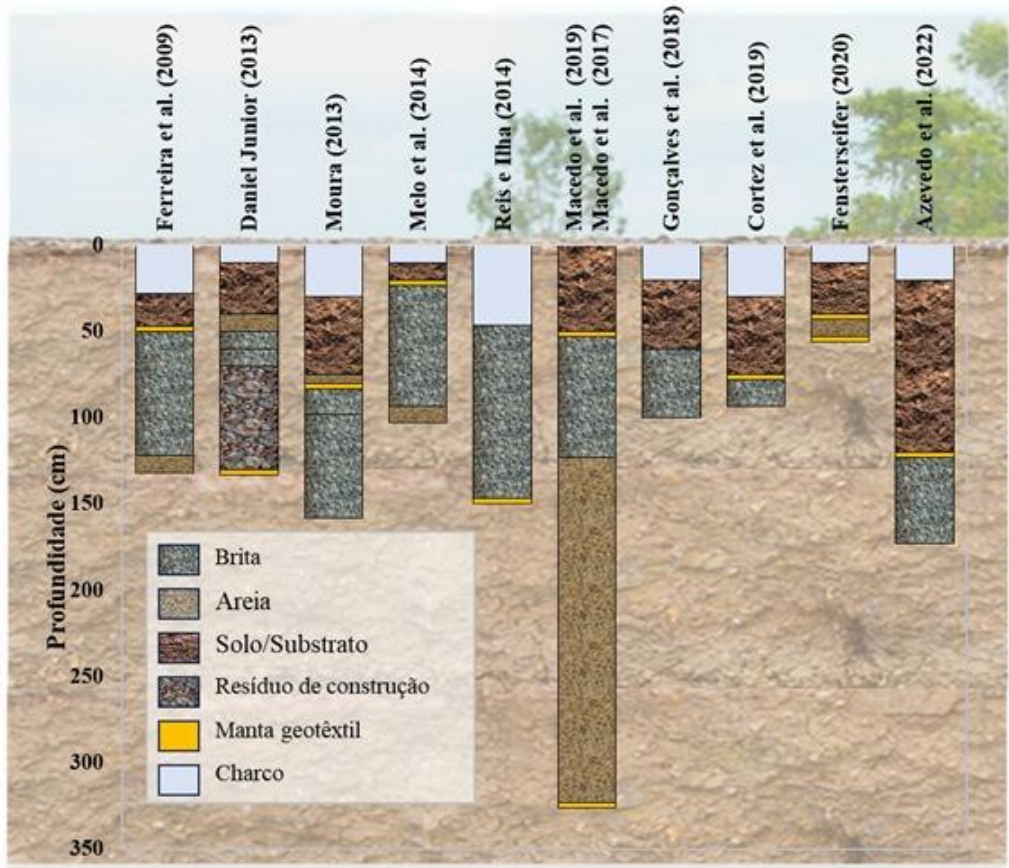
Autores	Área de Contribuição (m²)	Razão de confluência (%)	Profundidade (m)	Volume de retenção (m³)
Daniel Junior (2013)	170,00	4,70	1,20	5,75
Moura (2013)	2.829,23	0,78	1,85	-
Melo <i>et al.</i> (2014)	74,80	5,00	1,00	1,86
Reis e Ilha (2014)	50,00	3,14	1,00	1,14
Ferreira (2017)	298,77	2,15	1,50	2,42

Macedo <i>et al.</i> (2019)	23.000,00	0,26	3,20	53,35
Fensterseifer (2020)	2,20	45,00	1,00	-
Dourado e Silva (2020)	74,80	5,34	-	-
Azevedo <i>et al.</i> (2022)	8.330,00	4,08	1,70	-

Fonte: Autora (2024)

Na Figura 3 estão dispostas as estruturas dos jardins de chuva alvo de estudo. A disposição das camadas, assim como soluções técnicas específicas para melhorar a função do jardim, são empregadas dependendo das características, condições e necessidades locais. Uma vez que se trata de uma tecnologia recente, ainda não consolidada na literatura, as variações encontradas também podem ser ocasionadas por falta de uma normatização construtiva.

Figura 3 — Perfis de camadas apresentados nos estudos nacionais selecionados.



Fonte: Autora (2024)

A altura da camada de areia variou entre 5 cm e 200 cm, esse material tem função de filtração e retenção dos poluentes, assim como realizar a transição entre duas camadas e foi utilizada em Ferreira (2017), Ferreira *et al.* (2019), Melo *et al.* (2014), Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2017), Daniel Junior (2013), Moura (2013) e Fensterseifer (2020). Dentre as

produções estudadas, Ferreira (2017), Melo *et al.* (2014), Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2017), Daniel Junior (2013), Moura (2013) e Fensterseifer (2020), Reis e Ilha (2014), Dourado e Silva (2020) e Azevedo *et al.* (2022) fizeram uso de uma manta geotêxtil para reter poluentes e evitar o carreamento de partículas de uma camada para outra e principalmente para dificultar o processo de colmatção das camadas de armazenamento, aumentando assim a vida útil dessas estruturas.

Os trabalhos de Daniel Junior (2013), Moura (2013), Melo *et al.* (2014), Reis e Ilha (2014), Ferreira (2017), Ferreira *et al.* (2019), Fensterseifer (2020), Azevedo *et al.* (2022), Gonçalves *et al.* (2018) e Cortez *et al.* (2018) utilizaram uma camada de charco, a fim de gerar um espaço para retenção de uma lâmina superficial de água nos eventos em que a vazão de entrada do escoamento fosse superior a capacidade de infiltração do solo superficial.

O material mais utilizado como camada de armazenamento principal foi a brita, utilizado nos trabalhos de Melo *et al.* (2014), Reis e Ilha (2014), Ferreira (2017), Macedo *et al.* (2017), Macedo *et al.* (2019), Fensterseifer (2020), Azevedo *et al.* (2022), Moura (2013), Cortez *et al.* (2018) e Dourado e Silva (2020). Esse material foi substituído por uma câmara de pneus cercada por resíduos da construção civil no jardim de Daniel Junior (2013). A profundidade das camadas de armazenamentos oscilou entre 10 cm e 100 cm, sendo o dimensionamento para essa faixa descrito nos trabalhos de Daniel Junior (2013), Moura (2013), Melo *et al.* (2014), Reis e Ilha (2014), Ferreira (2017), Fensterseifer (2020), conforme disposto no Quadro 4.

Quadro 4 — Métodos e parâmetros de dimensionamento da camada de armazenamento dos trabalhos nacionais identificados na literatura.

Autor	Método	Período de retorno	Duração de chuva de projeto	Ensaio e taxa de infiltração do solo
Daniel Junior (2013)	Método da curva envelope	2 anos	400 minutos	Ensaio conforme a NBR 13.969, ABNT (1997) (1 mm/h)
Moura (2013)	Manual de Manejo de chuva da cidade de Portland nos Estados Unidos	-	-	-
Melo <i>et al.</i> (2014)	Método da curva envelope	5 anos	15 minutos	Infiltrômetro do anel simples (312 mm/h)
Reis e Ilha (2014)	Método Racional	5 anos	10 minutos	Desconsiderada
Ferreira (2017) Ferreira <i>et al.</i> (2019)	Método da curva envelope	2 anos	-	Infiltrômetro do Duplo Anel (95 mm/h)

Macedo <i>et al.</i> (2017) Macedo <i>et al.</i> (2019) ¹	Método computacional BIRENICE	5 anos	20 minutos	Teste de infiltração ² (5,8 mm/h)
Fensterseifer (2020)	Método da curva envelope	10 anos	60 minutos	Controlada por registro (25,2 mm/h) ³

Fonte: Autora (2024) ¹Descrito em Rosa (2016). ² Não especificado. ³Experimento confinado em uma caixa de acrílico com um registro de saída.

2.3.1.2 Monitoramento e eficiência

A fim de avaliar a operação de jardins de chuva durante eventos pluviométricos, os estudos selecionados monitoraram alguns parâmetros de forma a compor o balanço hídrico da estrutura e determinar sua eficiência. Os parâmetros analisados foram: precipitação (P); nível superficial (N_s) acima da camada de solo aparente; nível subsuperficial (N_{ss}), na camada interna de armazenamento da estrutura; volume de entrada do escoamento (V_E) e volume de saída da estrutura no caso de extravasamento (V_s). Os parâmetros analisados em cada estudo estão dispostos no Quadro 5.

Quadro 5 — Parâmetros analisados nos trabalhos nacionais identificados na literatura.

Autor	P	N_s	N_{ss}	V_E	V_s
Daniel Junior (2013)					
Moura (2013)					
Melo <i>et al.</i> (2014)					
Reis e Ilha (2014)					
Ferreira (2017)					
Macedo <i>et al.</i> (2017)					
Macedo <i>et al.</i> (2019)					
Fensterseifer (2020)					

Fonte: Autora (2024)

Através de monitoramento, Macedo *et al.* (2017), Fensterseifer (2020), Daniel Junior (2013), Ferreira (2017) e Reis e Ilha (2014) estimaram a eficiência da estrutura. Macedo *et al.* (2017) monitoraram 26 eventos de precipitação natural e Fensterseifer (2020) 27, respectivamente, e estimaram a eficiência pela razão entre o volume retido e o volume de entrada, obtendo eficiência média de 65% e 98%, respectivamente. Vale ressaltar que no estudo de Macedo *et al.* (2017) o volume de saída correspondia ao volume extravasado superficialmente da estrutura, enquanto em Fensterseifer (2020) o escoamento de saída foi coletado por um registro na base do sistema, representando o volume percolado para o solo.

Daniel Junior (2013) monitorou 59 eventos de precipitação natural e determinou a eficiência comparando a altura do nível superficial à altura útil da estrutura. O autor, por meio

dessa análise, concluiu que não ocorreram extravasamentos, cabe ressaltar que esse método pode não ser preciso, uma vez que em estruturas de biorretenção é usual que ocorra extravasamentos sem que a camada de armazenamento esteja preenchida, como verificado no estudo de Macedo *et al.* (2017). Esse fato ocorre, pois quando a capacidade de infiltração da camada de solo superficial é inferior ao volume de entrada de água pluvial, ocorre a geração de uma lâmina superficial de água que quando superior a camada de charco ocasiona extravasamentos.

Já Ferreira (2017) analisou a eficiência de acordo com a porcentagem de eventos absorvidos pelo dispositivo, para isso foram considerados 37 eventos de precipitação natural que apresentaram eficiência média de 89%. Para a avaliação do desempenho do sistema de infiltração, Reis e Ilha (2013) monitoraram o tempo de enchimento do jardim de chuva e os volumes retido, infiltrado e de extravasamento para uma simulação com a vazão de projeto ($6,8 \text{ m}^3/\text{h}$), referente a uma chuva com período de retorno de 5 anos e duração de 10 minutos precipitada sobre a área de contribuição, em que a estrutura reteve aproximadamente 60% da água gerada pela chuva de projeto.

Cortez *et al.* (2019), Azevedo *et al.* (2022), Gonçalves *et al.* (2018) e Ferreira *et al.* (2019) utilizaram de modelagem por meio de *softwares* ou equações matemática para estimar a eficiência da instalação de estruturas de biorretenção.

Cortez *et al.* (2019) realizaram modelagem matemática para avaliar a eficiência de inserção de jardins de chuva no sistema viário de Fortaleza, Ceará. Para isso, foi utilizada a razão entre o volume de retenção da estrutura (calculada pela porosidade do sistema) e o volume precipitado com base nas áreas das vias (Expressa, Arterial, Coletora, Local), para uma chuva de projeto com tempo de retorno de 10 anos e duração de 60 minutos. Esse estudo classificou jardins de chuva como estruturas acima de 14 m^2 e não recomendou a instalação desses em vias locais, sugerindo nesse caso a substituição por canteiros pluviais (estruturas de aproximadamente 6 m^2). Observaram que os desempenhos dos jardins de chuva foram superiores aos dos canteiros pluviais, sendo para o jardim: 34 % (via expressa), 61 % (via arterial), 87 % (via coletora), e para o canteiro: 14 % (expressa), 26 % (arterial), 37 % (coletora), 64 % (local).

Azevedo *et al.* (2022) utilizaram o modelo computacional Hydrus-1D para simular fluxos de água em meio poroso similar ao que ocorre em uma biorretenção, com dados de amostras de solo de uma área localizada em João Pessoa (PB). Foram consideradas chuvas de projeto com tempo de retorno de 5 anos com durações de 20 minutos e 60 minutos, alturas de perfis de solo de 100, 120, 130 e 150 cm e camadas de charco de profundidade de 10, 20 e 30

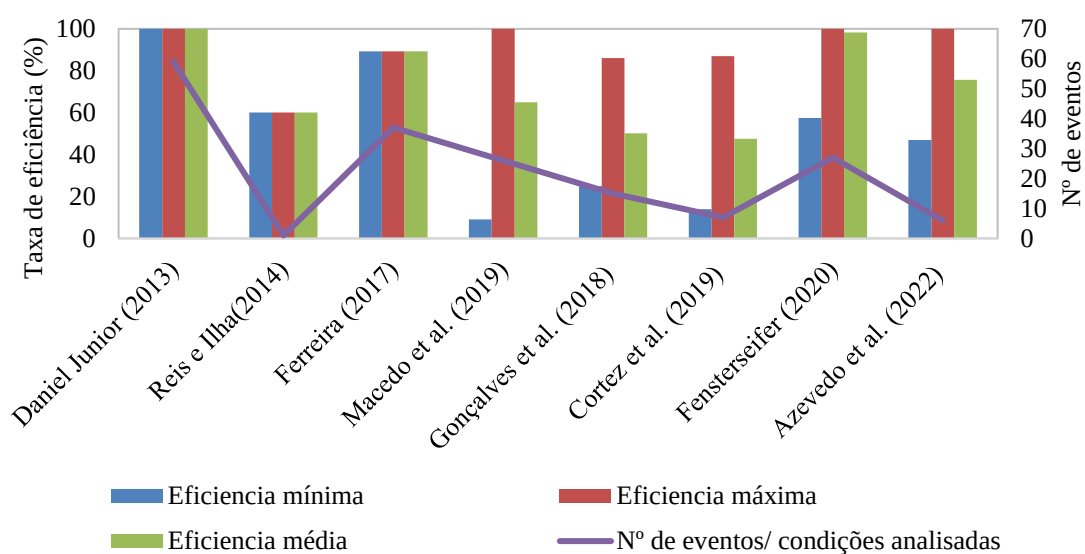
cm. Os autores verificaram que a influência das profundidades dos perfis de solo foi insignificante. Por outro lado, as maiores eficiências foram obtidas para chuvas de menor duração, com redução de escoamento de 100 % para camadas de charco de 20 e 30 cm e 74 % para camadas de 10 cm. Já o desempenho para chuvas de maior duração foi de 47 % para retenção de 10 cm, 60 % para 20 cm e 73 % para camada de 30 cm, respectivamente. Estes resultados mostram o impacto e a importância da camada de charco para o desempenho do sistema na retenção do escoamento.

Gonçalves *et al.* (2018) simularam e analisaram através do *software* SWMM (*Storm Water Management Model*) cenários viáveis de colocação de unidades de desenvolvimento de baixo impacto, LID (*Low Impact Development*) em toda a bacia estudada, que se trata de um bairro, localizado na cidade de Joinville, em Santa Catarina, correspondente a uma área de 356 ha. Esses cenários foram comparados com o cenário usual para avaliar o potencial de mitigação de enchentes do sistema. Sete cenários foram testados e comparados com 5 diferentes eventos de chuva, sendo estes: dois cenários aplicando jardins de chuva em 5% (1) e 10% (2) das áreas de sub-bacia onde as inundações ocorrem, dois cenários aplicando trincheiras de infiltração em 5 % (3) e 10 % (4) das áreas de sub-bacia e três cenários com lagoas de retenção, um com apenas lagoas de retenção nos locais determinados (5) , um com lagoas de retenção e jardins de chuva ocupando 5 % da área da sub-bacia (6) e a última com lagoas de retenção e trincheiras de infiltração ocupando 5 % da sub-bacia (7). Os resultados mostraram que as melhorias de desempenho de diferentes cenários de implantação de LIDs são altamente dependentes dos eventos de chuva. A média de redução total do volume de inundação para os sete cenários foi de $53,86\% \pm 16,02\%$.

Ferreira *et al.* (2019) utilizaram o modelo Puls para simular um processo quantitativo em um sistema de biorretenção em pequena escala ($6,64 \text{ m}^2$) funcionando como um reservatório onde a saída de água ocorre apenas por infiltração. O método foi aplicado em duas vias: a instalação como um único reservatório, como uma trincheira de infiltração, na primeira; e a instalação como dois reservatórios seriais no segundo. Foram utilizados eventos monitorados e os resultados mostraram coeficientes de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) e de determinação, utilizados para avaliar a eficiência do modelo, adequados na fase de calibração, especialmente para biorretenção simulada como um único reservatório, com valores de NSE variando de 0,64 a 0,95. Quando o aparelho foi simulado como dois reservatórios seriais, os valores de NSE variaram de 0,80 a 0,95 na fase de calibração. Na fase de validação, os valores de NSE variaram de 0,48 a 0,76 para a condição de único reservatório e de 0,43 a 0,89 na condição de dois reservatórios seriais.

Na Figura 4 estão dispostas a eficiência mínima, média e máxima de retenção do escoamento superficial pelos jardins de chuva das pesquisas avaliadas, além do número de eventos ou condições analisadas em cada trabalho. É importante ressaltar que conforme descrito nos parágrafos anteriores as metodologias empregadas para determinação da eficiência das estruturas foram distintas nos estudos selecionados.

Figura 4 — Taxa de eficiência de retenção do escoamento superficial dos jardins de chuva nos estudos nacionais identificados na literatura.



Fonte: Autora (2024)

2.3.2 Internacionais

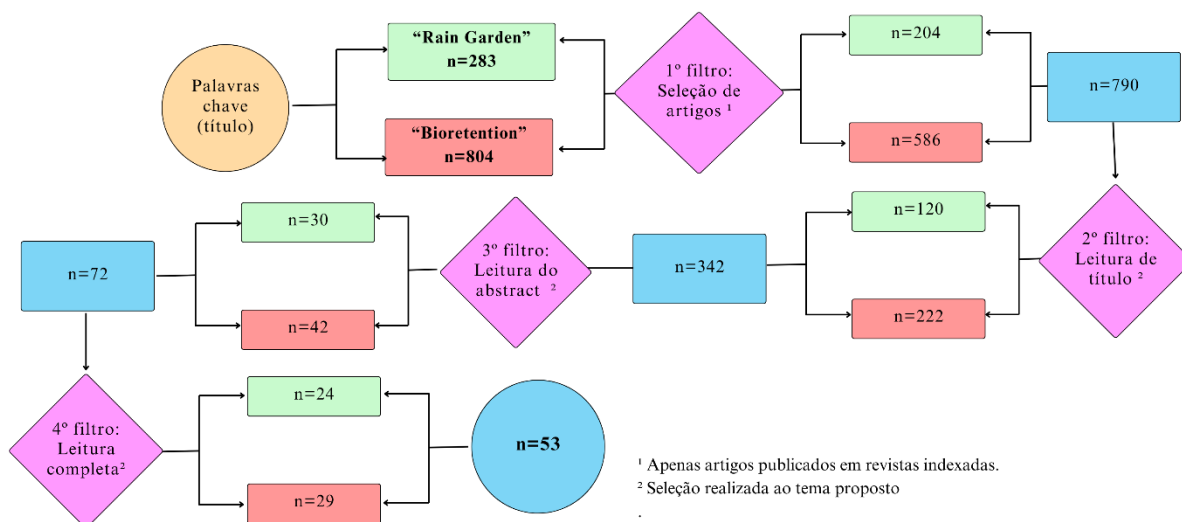
Para condução da revisão sistemática foram pesquisados artigos que possuíam as palavras chaves “*Rain Garden*” ou “*Bioretention*” em seu título.

Os trabalhos foram pesquisados na base de dados Scopus no mês de março de 2024. Não foi estabelecida nenhuma faixa temporal para a pesquisa.

Para seleção dos artigos foram estabelecidos cinco filtros. Primeiramente foram mantidos apenas os artigos científicos publicados em revistas (primeiro filtro), posteriormente foi feita uma leitura dos títulos dos trabalhos restantes para checagem quanto à adequação ao tema de estudo (segundo filtro). A partir desse ponto, foram eliminados aqueles que não estavam disponíveis em língua inglesa (terceiro filtro). Posteriormente, como quarto filtro, foi realizada a leitura do abstract e selecionados os artigos que possuíam aderência com a temática foco desta pesquisa.

A pesquisa por artigos científicos com as palavras-chaves (“rain garden” OR “bioretention”) no título, indicou inicialmente um total de 1087 referências na base de pesquisa Scopus, além disso os demais valores após os filtros estão descritos na Figura 5.

Figura 5 — Metodologia de filtragem dos artigos.



Fonte: Autora (2024)

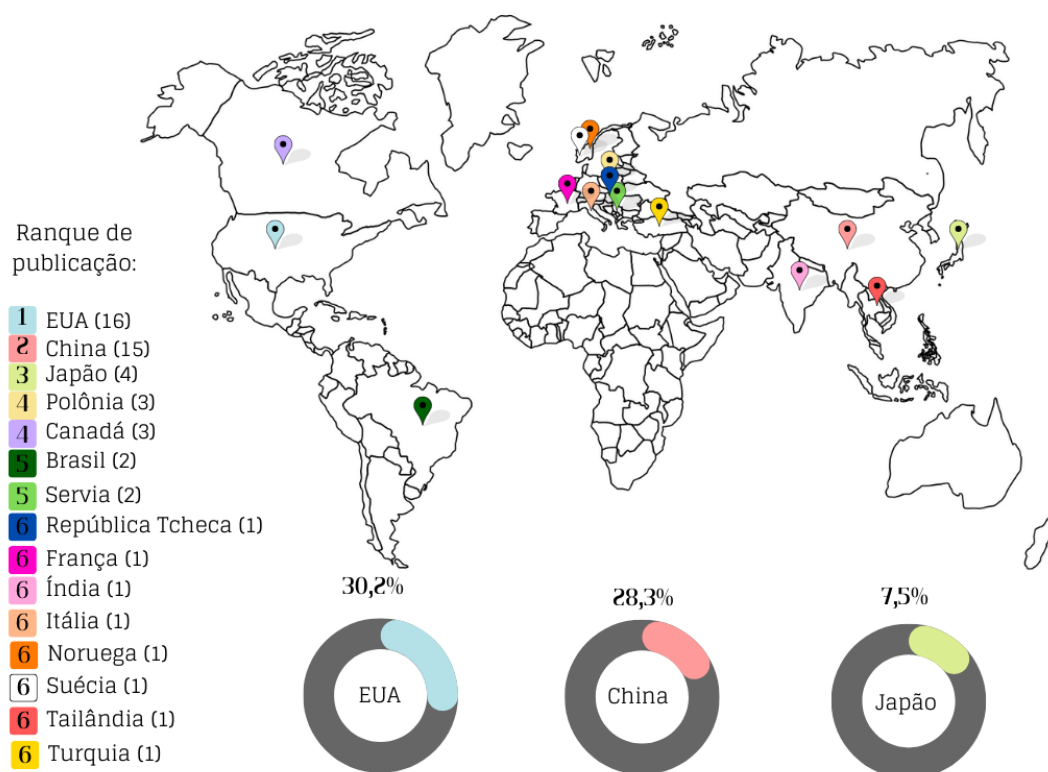
Dos 1087 resultados, foi realizada uma primeira filtragem de artigos científicos publicados em revista, em que permaneceram 790 trabalhos. Nesse conjunto de artigos, com a aplicação do segundo filtro (idioma) restaram 722 artigos. Posteriormente, com a aplicação do terceiro e último filtro (leitura do título) 342 artigos foram selecionados para compor esta revisão sistemática de literatura. Dentre esses foram removidos os que não possuíam aderência com o foco do estudo pela leitura do abstract, resultando em uma coletânea de 72 artigos que foram completamente lidos. Por fim, foram eliminados 20 artigos por falta de aderência ao foco do estudo, uma vez que não abordavam avaliações e estratégias de design para o desempenho quantitativo de jardins de chuva na compensação e manejo de águas pluviais e infiltração/retenção de escoamento superficial, restando ao final 53 artigos.

A partir da aplicação da metodologia foi possível constatar que o tema de jardins de chuva sob a ótica estabelecida, se trata de um assunto recente e em ascensão no meio acadêmico, uma vez que os anos de publicação das pesquisas selecionadas foram a partir de 2008 e mais de 65% das pesquisas foram publicadas nos últimos 5 anos (2020-2024), considerando o ano da presente revisão.

Dos 53 trabalhos selecionados 16 foram realizados nos Estados Unidos, 15 na China, 4 no Japão, 3 no Canadá, 2 no Brasil e Servia e 1 referente à República Tcheca, França, Índia,

Itália, Suécia, Noruega, Tailândia e Turquia, demonstrando concentração de estudos em regiões de clima temperado, em países desenvolvidos e escassez de pesquisas relevantes, principalmente em regiões de clima tropical (Figura 6).

Figura 6 — Países de origem e ranque de quantidade de publicação das publicações internacionais selecionadas.



Fonte: Autora (2024)

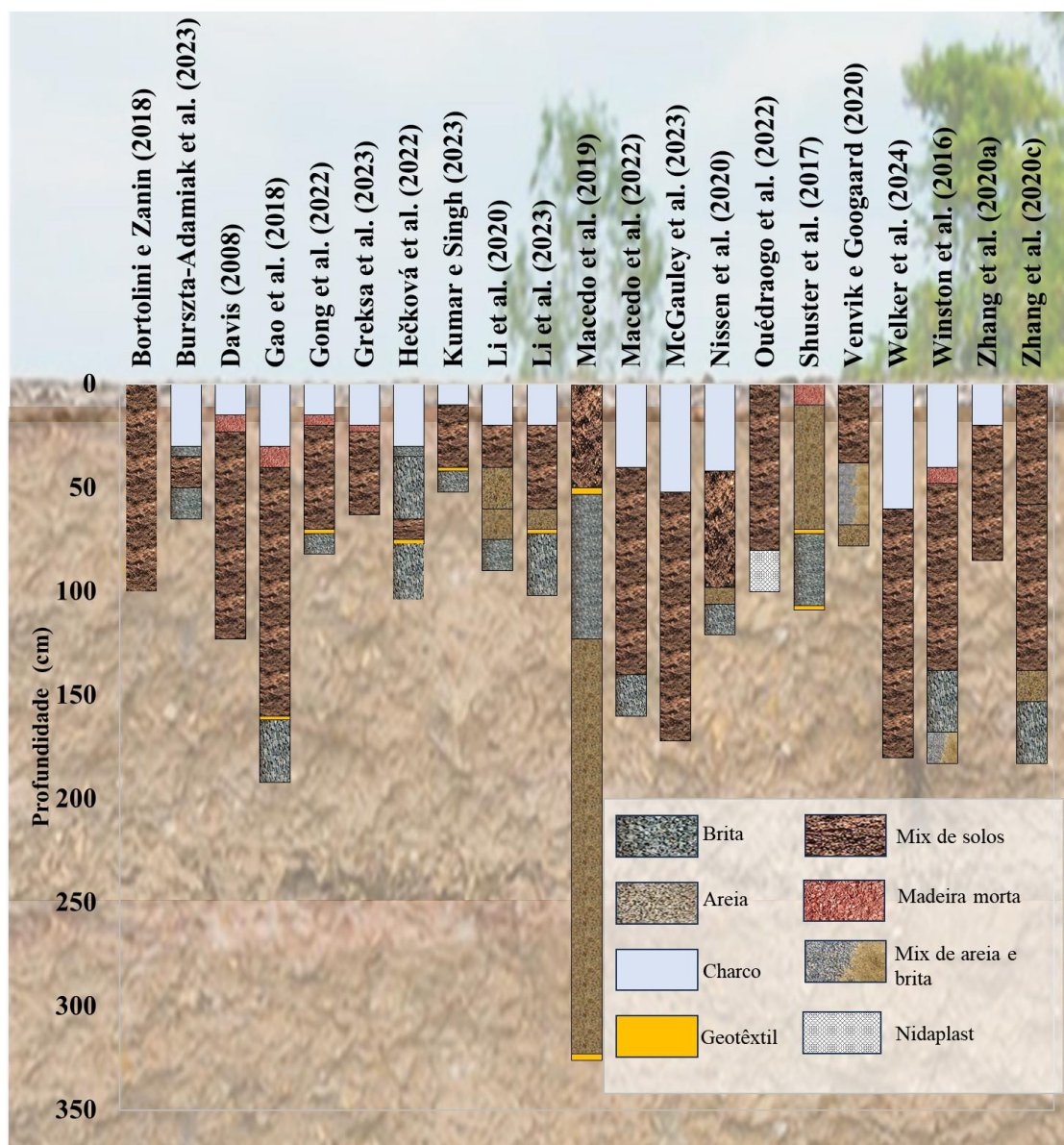
É importante ressaltar que as diretrizes desenvolvidas para projeto, construção, operação e manutenção de sistemas de biorretenção utilizados em regiões temperadas não são aplicáveis a áreas tropicais e vice-versa, devido a variações na intensidade, duração e frequência dos eventos de precipitação pluviométrica (VIJAYARAGHAVAN *et al.*, 2021).

2.3.2.1 Estrutura dos jardins de chuva

As estruturas dos experimentos foram detalhadas apenas por Burszta-Adamiak *et al.* (2023), Bortolini e Zanin (2018), Davis (2008), Gao *et al.* (2018), Gong *et al.* (2022), Greksa *et al.* (2023), Hečková *et al.* (2022), Kumar e Singh (2023), Li *et al.* (2020), Li *et al.* (2023), Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2022), McGauley *et al.* (2023), Nissen *et al.* (2020),

Ouédraogo *et al.* (2022), Shuster *et al.* (2017), Venvik e Googaard (2020), Welker *et al.* (2024), Winston *et al.* (2016), Zhang *et al.* (2020a) e Zhang *et al.* (2020c). As estruturas possuem uma grande variação de composição e espessura das camadas utilizadas. As camadas componentes desses experimentos estão apresentadas na Figura 7.

Figura 7 — Perfis de camadas apresentados nos estudos internacionais selecionados.



Fonte: Autora (2024)

A aplicação de uma camada de charco é mencionada na maioria dos estudos selecionados, enfatizando a importância dessa estrutura, não sendo relatada apenas nos trabalhos de Bortolini e Zanin (2018), Macedo *et al.* (2019), Ouédraogo *et al.* (2022), Shuster *et al.* (2017), Venvik e Googaard (2020) e Zhang *et al.* (2020c). As espessuras variaram entre

10 cm e 60 cm. Ressalta-se que, nos estudos selecionados, não há registro de metodologia para o dimensionamento da camada de charco.

Zhang *et al.* (2020a) constataram através de análise de sensibilidade dos parâmetros internos, que a taxa de controle do escoamento total anual se alterou ligeiramente, à medida que a profundidade da camada de charco aumentou de 20 cm para 30 cm. À medida que as profundidades das camadas de armazenamento interno do solo aumentaram, as taxas de controle de escoamento total anual e as taxas de redução de carga de poluentes dos jardins de chuva também aumentaram.

Os estudos de Burszta-Adamiak *et al.* (2023), Gao *et al.* (2022), Gong *et al.* (2023), Heckova *et al.* (2022), Kumar e Singh (2023), Li *et al.* (2020), Li *et al.* (2023), Macedo *et al.* (2019), Macedo *et al.* (2022), Nissen *et al.* (2020), Shuster *et al.* (2017), Venvik e Googaard (2020), Winton *et al.* (2016) e Zhang *et al.* (2020c) incorporaram camadas internas de armazenamento compostas por agregados graúdos, visando promover uma maior retenção na estrutura, com camadas variando de 10 a 35 cm. Ouédraogo *et al.* (2022) utilizam como camada de armazenamento blocos alveolares de polipropileno da Nidaplast® de 20 cm, desenvolvidos especialmente para estruturas como jardins de chuva. Por outro lado, Bortolini e Zanin (2018), Davis (2008), Greksa *et al.* (2023), McGauley *et al.* (2023), Welker *et al.* (2024) e Zhang *et al.* (2020a) dispensam o uso de camadas de armazenamento internas, optando por manter apenas o solo superficial composto por uma mistura especialmente desenvolvida para aprimorar tanto a permeabilidade quanto a eficiência de retenção de água do jardim de chuva.

Winston *et al.* (2016) relatam que a taxa de exfiltração lateral e a espessura da zona interna alagada foram os principais determinantes do desempenho da redução de volume.

A utilização de uma manta geotêxtil foi mencionada nos trabalhos de Gong *et al.* (2022), Hecková *et al.* (2023), Kumar e Singh (2023), Li *et al.* (2023), Macedo *et al.* (2019) e Shuster *et al.* (2017). O geotêxtil possui a função de reter as partículas finas do material sobrejacente impedindo que essas sejam carregadas para a camada porosa de armazenamento interno, ocasionando sua colmatação. Observa-se que nesses estudos não é apresentado um resultado a respeito da eficiência da manta geotêxtil a longo prazo, representando uma lacuna de conhecimento nessa área.

Li *et al.* (2020) mostraram que a taxa de redução do volume de água aumenta à medida que a profundidade da camada de armazenamento interna (brita) aumenta. Isso se deve ao aumento da capacidade de armazenamento do jardim de chuva.

Os trabalhos de Li *et al.* (2020), Venvik e Googaard (2020) e Zhang *et al.* (2020c) incluíram camadas de 10 a 30 cm de areia em sua estrutura de jardim de chuva, visando

aumentar a permeabilidade e promover uma filtragem dos poluentes presentes no escoamento pluvial.

A abordagem de camadas adotada em diferentes estudos revela uma variedade de estratégias visando otimizar a funcionalidade e o desempenho dos jardins de chuva, refletindo a diversidade de abordagens na pesquisa e a prática dessa técnica de manejo sustentável de águas pluviais.

2.3.2.2 Razão de confluência e origem do escoamento

Os jardins de chuva são sistemas adequados para lidar com baixos volumes de fluxo de água da chuva, contudo seu desempenho pode ser ligeiramente alterado pelas propriedades do solo e área de influência (ISHIMATSU *et al.*, 2017).

A relação entre as áreas de jardim e de contribuição (razão de confluência) variou de 0,3% a 20% para a maioria dos estudos, com exceção dos estudos de Zhang *et al.* (2019) e Zhang *et al.* (2020b) que apresentaram valores bem superiores, maiores que 70%. A origem dos escoamentos foram diversos, sendo estes provenientes de telhados, estacionamentos, lagoas e ruas residenciais (Tabela 1).

Tabela 1 — Origem do escoamento e dimensões das estruturas de biorretenção estudadas.

Autor	Origem do escoamento	Área de jardim (m ²)	Razão de confluência (%)
Asleson <i>et al.</i> (2009)	Rua, telhado, estacionamento, terreno.	28 -1350	-
Ishimatsu <i>et al.</i> (2017)	Lagoa artificial	1862	-
Kasprzyk <i>et al.</i> (2022)	Entorno	449	16,6%
Bortolini e Zanin (2018)	Telhado	10,5	10%
		21,5	15%
			20% ³
Zhou e Guo (2022)	Estacionamento	161,9	19,36%
Zhang <i>et al.</i> (2020c)	-	-	7,03%
Zhang <i>et al.</i> (2020b)	Lagoa	409,25 e 485,06	136% e 71,3%
Li <i>et al.</i> (2020)	Telhado	12	16,6%
Venvik e Googaard (2020)	-	180 e 52	-
Zhang <i>et al.</i> (2019)	Entorno	409,25 e 485,06	136% e 161%
Zhang <i>et al.</i> (2020a)	-	94,25 e 95,03	-
Tang <i>et al.</i> (2016)	Telhado	30,2	4,96%
Shuster <i>et al.</i> (2017)	-	Superior: 400 Inferior: 300 ²	7,7%
Welker <i>et al.</i> (2024)	Entorno		
Burszta-Adamiak <i>et al.</i> (2023)	Telhado	7,48 e 10,48	10% e 14%

McGauley <i>et al.</i> (2023)	Entorno	105	2,00
Kumar e Singh (2023)	Artificial	2	-
Li <i>et al.</i> (2023)	Artificial	0,07	-
Dudrick <i>et al.</i> (2024)	Arredores urbanos	9-1286	
Bruner <i>et al.</i> (2023)	Arredores urbanos	9,3	
Davis <i>et al.</i> (2008)	Estacionamento de superfície asfáltica	2400	2,22%
Winston <i>et al.</i> (2016)	Estacionamento e áreas permeáveis periféricas.	3600	6,5%
		1900	3,0%
		2700	2,2%
Tansar <i>et al.</i> (2023),	-	1000	5%
Hečková <i>et al.</i> (2022)	Telhado	9,6	2,5%
Gong <i>et al.</i> (2022)	Artificial	0,06	-
Yang <i>et al.</i> (2021)	Artificial	7,94	10%
Johnson <i>et al.</i> (2020)	Arredores urbanos	90-150	2,3%-8,8%
Meng <i>et al.</i> (2014)	Telhado	6	10%
Macedo <i>et al.</i> (2019)	Arredores	61	0,3%
Spraakman <i>et al.</i> (2022)	Estacionamento	30	11%

Fonte: Autora (2024)

Os estudos ressaltam que a razão de confluência é um parâmetro que impacta diretamente o desempenho do jardim de chuva, uma vez que influencia no volume de água pluvial que será recebido pelo sistema. É imperativo salientar que o coeficiente de escoamento da área de contribuição desempenha um papel importante na determinação do valor ótimo da razão de confluência para cada localidade.

Bortolini e Zanin (2018) constataram que jardins de chuva com um tamanho de 10 a 15% da área de drenagem do telhado podem garantir tanto a gestão sustentável do escoamento de águas pluviais como uma elevada funcionalidade estética.

Resultado semelhante foi apresentado por Zhang *et al.* (2020a) que verificaram que ao aumentar a razão entre a área de jardins de chuva e a área de captação de 6% para 10%, o transbordamento diminuiu e o escoamento das águas pluviais de entrada também diminuiu conforme a quantidade total de drenagem, enquanto a eficiência da regulação do jardim de chuva aumentou.

Meng *et al.* (2014) sugerem que condutividade hidráulica do solo superficial esteja entre o da areia argilosa e franco-arenosa, e uma razão de confluência de 10% da área de captação. A profundidade da camada de armazenamento também teve um impacto significativo na retenção de água. Uma melhor eficácia hidrológica foi alcançada com maior condutividade hidráulica e proporção de área superficial da área de captação. Contudo, segundo Sun *et al.* (2023), as células de biorretenção têm um desempenho significativo no controle do volume de escoamento, para uma taxa de confluência de 5%.

Segundo Autixier *et al.* (2014), o nível de implantação dos jardins impacta diretamente na capacidade de redução do volume de escoamento. Os autores observaram que a

implantação de jardins de chuva reduziria o volume de escoamento em até 5,8% para o cenário de 25% de razão de confluência; 10% para o cenário de 50%; 14,5% para o cenário de 75% e 19,4% para o cenário de 100%.

2.3.2.3 Monitoramento e modelagem

Dos artigos selecionados, 45% executaram monitoramento da estrutura de drenagem pluvial, enquanto 43 % realizaram modelagem matemática ou de software e 11% realizaram ambas as metodologias. Os softwares mais utilizados foram *Stormwater Management Model* (SWMM) 5.0, RECARGA, HYDRUS-2D/3D, VADOSE/W, MIKE FLOOD e DRAINMOD. No que se refere aos estudos de monitoramento 80% foram realizados em escala real e 20% em escala piloto.

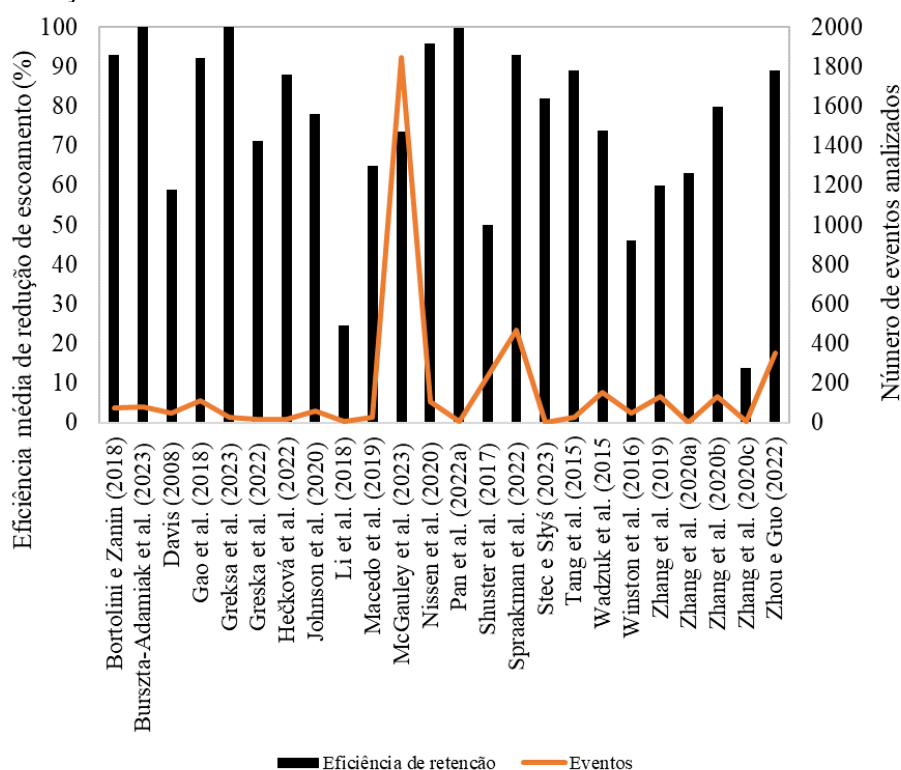
O desempenho dos jardins de chuva no gerenciamento de águas pluviais está inextricavelmente vinculado a uma variedade de fatores multidisciplinares. Nesse contexto, além dos materiais empregados na sua concepção e das características geométricas adotadas é necessário considerar o regime de precipitações, topografia e integração com a comunidade local. Desta forma, para averiguar o potencial de manejo dessa estrutura se faz necessário monitorar sua operação em contextos diversos.

Vários tipos de jardins de chuva podem ser criados dependendo das características da região, como geo-hidrologia, bem como condições e necessidades locais. Além disso, cada um deles pode ser equipado com soluções técnicas específicas para melhorar a função do jardim de chuva (Kasprzyk *et al.*, 2022).

Os trabalhos de Bortolini e Zanin (2018), Burszta-Adamiak *et al.* (2023), Davis *et al.* (2008), Gao *et al.* (2018) Greksa *et al.* (2023), Greksa *et al.* (2022), Hečková *et al.* (2022), Johnson *et al.* (2020), Li *et al.* (2018), Macedo *et al.* (2019), McGauley *et al.* (2023), Nissen *et al.* (2020), Pan *et al.* (2022a), Shuster *et al.* (2017), Spraakman *et al.* (2022), Stec e Słyś (2023), Tang *et al.* (2016), Wadzuk *et al.* (2015), Winston *et al.* (2016), Zhang *et al.* (2020a), Zhang *et al.* (2019), Zhang *et al.* (2020b), Zhang *et al.* (2020c) e Zhou e Guo (2022) mensuraram a eficiência de retenção do escoamento superficial, em diferentes cenários e localidades.

Na Figura 8, estão disponíveis a taxa de eficiência média de cada trabalho e o número de eventos analisados. Para esse estudo, a eficiência foi definida como a porcentagem de água recebida pela estrutura que não foi extravasada, ou seja, que foi infiltrada, armazenada ou evapotranspirada após o evento de precipitação.

Figura 8 — Eficiência de retenção do escoamento superficial por publicação.



Fonte: Autora (2024)

Os menores valores de eficiência de retenção foram obtidos no estudo de Zhang *et al.* (2020c), sendo de 14% e os maiores valores no estudo de Burszta-Adamiak *et al.* (2023) e Greksa *et al.* (2023), sendo de 100%, já a maior parte dos demais estudos apresentaram valores na ordem de 60% e 90% de eficiência. Destaca-se que as disparidades no desempenho da biorretenção estão sujeitas a variações conforme a composição e configuração estrutural, metodologia de avaliação, bem como aos padrões de precipitação locais. Tal condição confere uma complexidade adicional à comparação dos resultados entre diferentes estudos.

Segundo McGauley *et al.* (2023), são necessários aproximadamente 3 anos com monitoramento de 288 eventos para identificar estatisticamente se há variabilidade no desempenho ao longo do tempo.

Segundo Ouédraogo *et al.* (2022), a avaliação precisa do fluxo de evapotranspiração (ET) é uma questão importante em sistemas de drenagem urbana que visam não apenas redução de vazão, mas também visam a restauração de equilíbrio hídrico natural.

Já Winston *et al.* (2016) concluíram que a evapotranspiração (ET) não teve impacto substancial na hidrologia geral da biorretenção. Essa análise foi realizada através do teste de

rebaixamento sintético, uma vez que se espera que taxas do rebaixamento sintético variem diurnamente se a ET for um fator que contribui substancialmente para a redução do volume.

Ouédrago *et al.* (2022) verificaram que a evapotranspiração foi o principal termo do balanço hídrico em 61 % a 90 % das precipitações monitoradas em jardins de chuva piloto com diferentes configurações. Segundo os autores, os principais determinantes para o aumento da ET são a existência de armazenamento interno de água e a influência de fatores atmosféricos. O tipo de vegetação é um determinante secundário, com pouca diferença entre herbáceas e configurações arbustivas.

Comportamento similar foi apresentado por Wadzuk *et al.* (2015) que demonstraram que a ET é um componente substancial do balanço hídrico de dois sistemas de mesocosmos de biorretenção configurados de forma diferente. Observaram também que a zona interna de armazenamento de água possui inerentemente uma reserva de água que promove maior e prolongada quantidades de ET sobre o sistema de drenagem livre.

A análise de Welker *et al.* (2024) revelou que para precipitações inferiores a 18 mm quase toda a água que entrou no jardim pluvial foi evapotranspirada, e para eventos maiores que 18 mm e inferiores a 57,2 mm que não transbordaram, aproximadamente 60% do fluxo de entrada foi evapotranspirado. Esses resultados indicam que o transporte em massa de poluentes provenientes dos jardins pluviais para as águas subterrâneas pode ser menor do que atualmente é esperado.

Entretanto, comportamento distinto foi encontrado na estrutura desenvolvida por McGauley *et al.* (2023) que identificaram, em média, que apenas 19,1% do fluxo de entrada era evapotranspirado. Segundo os autores, com o aumento da magnitude dos eventos de precipitação, a evapotranspiração e a infiltração controlam uma porcentagem cada vez menor da afluência no jardim de chuva, à medida que o transbordamento representa uma porcentagem cada vez maior.

Além da evapotranspiração, McGauley *et al.* (2023) monitoraram as demais variáveis (armazenamento, extravasamento e infiltração) que compõem o balanço hídrico de um jardim de chuva. A média dos 1846 eventos registrados indicou que do volume que adentrou a estrutura, 19,2% foi evapotranspirado, 26,5% extravasado, 54,1% infiltrado e 0,2% armazenado na estrutura.

Resultados semelhantes foram encontrados em Spraakman *et al.* (2022). Durante grandes eventos (>15,2 mm) 92% da água pluvial foi infiltrada, 5% transbordada, 2% evapotranspirada e 1% armazenada. Em eventos de média escala (5,4 mm < e <15,2 mm) a infiltração compreendeu 87%, a evapotranspiração 7%, o transbordamento 4% e o

armazenamento 2%. Já para eventos de pequena escala (<5,4 mm) a infiltração foi de 76%, a evapotranspiração 19% e o transbordamento 5%. O sistema alcançou uma retenção muito elevada (média de 31,2 mm/dia) e reteve 97% dos volumes de escoamento de águas pluviais.

Sun *et al.* (2019) mostraram que embora os eventos de chuva de pequena e média intensidade fossem dominantes, eles contribuem menos para a quantidade total da precipitação comparativamente aos grandes eventos de precipitação. As células de biorretenção tiveram melhor desempenho para eventos de chuva com maior duração e menor intensidade de chuva porque geraram processos de escoamento mais suaves.

As chuvas de alta intensidade são a principal causa do transbordamento das estruturas de biorretenção, embora eventos de precipitação consecutivos também tenham sido responsáveis em alguns climas. O desempenho diminui, à medida que as áreas de biorretenção e a capacidade de infiltração se tornam menores e a lâmina precipitada aumenta (LAMMERS *et al.*, 2022). O aumento do período de retorno do evento de precipitação faz com que a taxa de redução de escoamento diminua gradualmente (ZHANG *et al.*, 2020c).

De forma complementar, a análise de correlação linear conduzida por Macedo *et al.* (2019) indica que o desempenho durante o período seco é mais afetado pelo período seco anterior e intensidade de precipitação. Por outro lado, para o período úmido a condição anterior de umidade do solo tem pouca influência e as variáveis mais importantes são magnitude de precipitação e intensidade máxima.

Gao *et al.* (2018) observaram que a proporção da área de biorretenção em relação à área de drenagem, as taxas de infiltração saturada do solo de plantio e solo nativo são os principais fatores que influenciaram o balanço hídrico em uma estrutura de biorretenção.

2.4 Manuais de drenagem

Os manuais de drenagem desempenham um papel fundamental na disseminação dos sistemas de biorretenção para o manejo de águas pluviais, oferecendo orientações e diretrizes construtivas ao planejamento desses dispositivos e delineando os procedimentos necessários ao longo de sua construção e operação. No Quadro 6 são mostrados alguns manuais de drenagem e suas principais orientações quanto ao projeto e implementação de jardins pluviais.

Quadro 6 — Parâmetros de projeto para construção de jardins de chuva conforme diferentes manuais.

FONTE	PARÂMETROS DE PROJETO
<i>Pennsylvania Stormwater Best Management Practices Manual</i> (Estados Unidos) ¹	•Área impermeável 5:1 à área de infiltração •Perfil: Cobertura de solo permeável (30-45 cm), geotêxtil, agregado lavado uniformemente graduado (30-92 cm), geotêxtil. •Distância de 61 cm acima do lençol freático •O uso de fertilizantes deve ser minimizado
<i>Mellbourne Watter Manual</i> (Austrália) ²	•Distância mínima de 5m de edificações. •Perfil: Charco (20-30 cm), Adubo (5 cm), Areia (30 cm), Brita (10 cm), pedregulho drenante (30- 40 cm) •Recomenda-se a inserção de uma cama de brita de 5 cm subposta a rochas com diferentes granulometrias a fim e evitar erosão no trecho de entrada do fluxo. •Sugere-se vegetações que podem tolerar condições secas e úmidas temporárias, perenes que possuam um extenso sistema radicular fibroso. •Cobertura de cascalho ou cobertura morta para reter umidade.
<i>Urban Stormwater Management</i> (Malásia) ³	•Áreas máxima de contribuição: 10.000 m² de área impermeável. •Capacidade de infiltração do solo do local de instalação: > 13mm/h. •Deve ser localizado 60 cm acima do lençol freático. •Sugere-se o uso de proteção contra erosão, com enrocamento leve, na entrada do sistema. •Perfil: Charco (15-30cm), Adubo (5-10cm), Solo (45-100cm), Areia lavada (10-15cm), Cascalho fino (20-40 cm) •A camada de charco deve ser drenada em 24 horas. •O solo de plantio deve ser franco-arenosos, argilosos ou de textura argilosa com teor de argila variando de 10 a 25%. •Leito de areia deve possuir menos de 15% de silte ou argila. •Recomenda-se a utilização de um tecido geotêxtil entre o leito do solo de plantio e a camada de drenagem.
<i>SuDs Manual</i> ⁴ (Londres – Reino Unido)	•Capacidade de infiltração do solo aparente: entre 100-300 mm/h •Porosidade do solo aparente: >30% •Perfil: Mistura de solos nativos corrigidos com areia (20-50cm) •Deve ser incluído uma tubulação para extravasamentos acima da camada de solo aparente. •Tempo de drenagem: 24-48 horas.
<i>Bioretention Manual</i> ⁵ (Maryland – EUA)	•Área máxima de contribuição: 2.000 m² impermeabilizados •Capacidade de infiltração do solo: 254 mm/h •Não recomendado mais de 20% de inclinação •Recomenda-se a utilização de rip-rap na entrada do fluxo •Tempo de drenagem: 3-4 horas
<i>Soluções para cidades</i> ⁶ (São Paulo -Brasil)	•Área máxima de contribuição: 10.000 m² •Capacidade de infiltração do solo: Entre 7 e 200 mm/h •Distancias mínimas: 1m do lençol freático •Não indicado em terrenos com altas declividades •Instalar apenas em locais sem a presença de instalações subterrâneas •Perfil: Charco, solo para plantio, areia grossa, material agregado.
<i>Stormwater Management Manual</i> ⁷ (Portland- EUA)	•Área impermeável 10:1 à área de infiltração (no mínimo) •Perfil: Charco (30 cm), mistura de solo para plantio (61 cm), areia (5cm), brita (10 cm) •Áreas máxima de contribuição: 465 m² •Capacidade de infiltração do solo: > 254 mm/h •Distâncias mínimas: 1,5 m de fundações, 60 cm de edificações sem porão, 1,8 m de edificações com porão; 1,5 m de da base paredes de contenção; 3,0 m do topo de paredes de contenção. •Tempo de Retorno de 10 anos para jardins de chuva com e sem extravasamento; 2 a 25 anos para sistemas com extravasamento para rede de drenagem convencional e

	10 a 25 anos para sistemas com extravasamento para sistema combinado de esgoto e drenagem.
Winston <i>et al.</i> (2010) (Carolina do Norte – EUA)	• Distâncias mínimas: 3 m de poços e fundações de casas, 7,6 m de fossas, 60 cm do lençol freático. • Camada de charco de 7,5 a 15 cm • Área impermeável 20:1 à área de infiltração. • Recomenda-se uma cobertura morta de 5 a 10 cm de madeira triturada.

Fonte: Adaptado de Departamento de Proteção Ambiental (2006)¹; Melbourne Water Corporation (2013)²; Departamento de Irrigação e Drenagem da Malásia (2016)³; Woods Ballard *et al.* (2015)⁴; Prince George's County (2007)⁵; ABCP e FCTH (2012)⁶; Portland (2020)⁷.

2.5 Jardim de chuva como política pública

Segundo a legislação federal número 11.445/2007, a drenagem e manejo de águas pluviais urbanas envolve um conjunto de ações que compreendem infraestruturas e instalações operacionais de drenagem urbana, transporte, detenção ou retenção para o amortecimento das cheias, tratamento e disposição final das águas drenadas (BRASIL, 2007). Entretanto, é importante ressaltar que nem todos os municípios possuem regulamentações que promovam e incentivem a adoção de jardins de chuva como parte integrante de suas estratégias de drenagem urbana. No Quadro 7, são apresentadas algumas cidades brasileiras que possuem leis vigentes ou projetos de lei em discussão abordando essa temática.

Quadro 7 — Leis ou projetos de leis sobre jardins de chuva de cidades brasileiras.

Município	Regulamentação	Observação
Belo Horizonte (MG)	Plano Diretor	Indica jardins de chuva como dispositivos passíveis para complementar a rede de drenagem.
Guarapuava (PR)	Plano municipal de drenagem	Indica jardins de chuva (sistemas de biorretenção) dentre as possíveis medidas de controle de águas pluviais
Guarulhos (SP)	Lei Nº 6793, de 28 de dezembro de 2010	Concede um desconto de 3% sobre o valor do Imposto sobre a Propriedade Predial e Territorial Urbana (IPTU) para imóveis que adotem sistemas de captação de água da chuva
São Paulo (SP)	Manual de drenagem e manejo de águas pluviais: aspectos tecnológicos	Indica biorretenção dentre as possíveis medidas de controle de águas pluviais
Vinhedo (SP)	Projeto de lei nº 88, de 29 de julho de 2021.	Institui o jardim de biorretenção ou “jardim de chuva” como solução para a drenagem urbana.
São José dos Campos (SP)	Lei complementar nº 668, de 19 de maio de 2023	Adoção de Soluções Baseadas na Natureza (SbN) para drenagem sustentável, tal como jardim de chuva ou outro sistema de biorretenção
Goiânia (GO)	Lei nº 9.511, de 15 de dezembro de 2014	Indica vala de infiltração dentre as possíveis medidas de controle de águas pluviais
Fortaleza (CE)	Projeto de lei 336/2021	Institui a Lei dos Jardins de Chuva no Município de Fortaleza e dá outras providências
	Projeto de lei 337/2021	Institui a Lei das Soluções Baseadas na Natureza (SbN), que reconhece áreas naturais como parte da infraestrutura hídrica de Fortaleza e prioriza alternativas baseadas na natureza para o saneamento ambiental

Fonte: Autora (2024)

Cidades como Belo Horizonte, São Paulo, Rio de Janeiro e Goiânia já vem utilizando jardins de chuva como técnica compensatória para manejo das águas pluviais urbanas em áreas públicas (Figura 9).

Figura 9 — Jardins de chuva instalados em cidades brasileiras. Belo Horizonte -MG (a). São Paulo-SP (b). Rio de Janeiro-RJ (c) e Goiânia-GO (d).



Fonte: Prefeitura de Belo Horizonte (2022)^a; Prefeitura de São Paulo (2022)^b; Prefeitura do Rio de Janeiro (2021)^c; Dourado e Silva (2020)^d

De acordo com a Prefeitura de São Paulo (2022), até setembro de 2022 a cidade contava com 228 jardins drenantes, com previsão para entrega de 400 unidades até o final de 2024.

A Prefeitura de Belo Horizonte está implantando 60 jardins de chuva na Bacia do Córrego do Nado e do Vilarinho, áreas que possuem risco de inundações e alagamentos, até junho de 2023 já haviam sido instalados 28 desses jardins (BELO HORIZONTE, 2023).

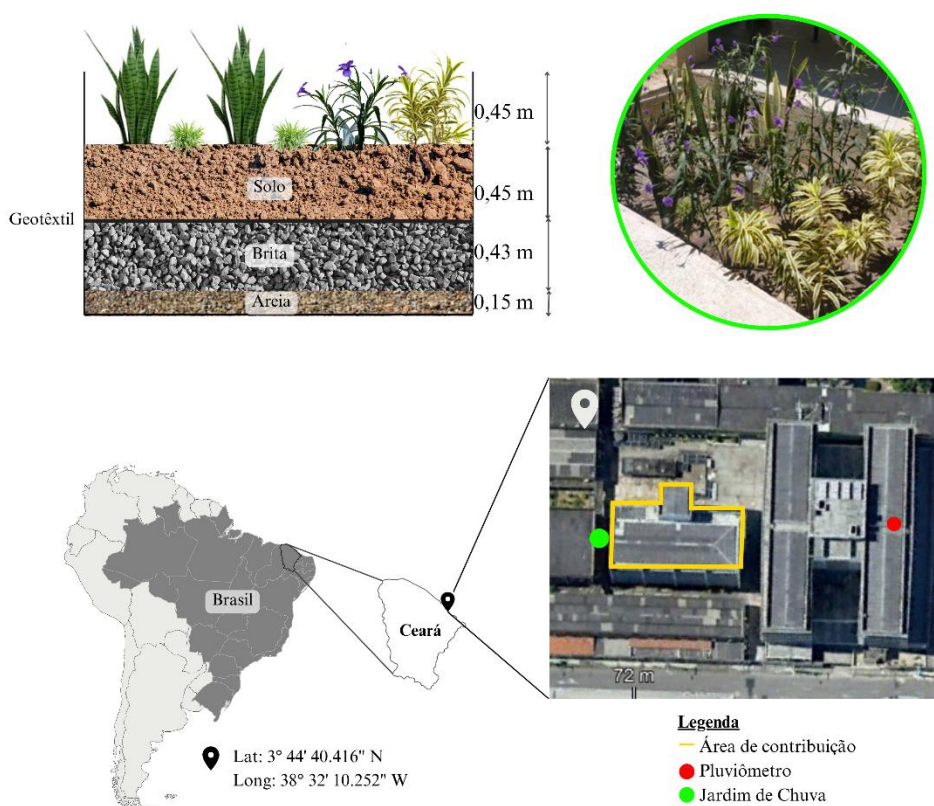
A Prefeitura de Goiânia, até o ano de 2019, implantou 16 jardins de chuva em diversos pontos de alagamento da cidade e possuem o propósito de chegar a 350 jardins em toda a cidade (GOIÂNIA, 2019).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

Neste estudo monitorou-se um sistema de biorretenção implantado no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), na cidade de Fortaleza, localizada no nordeste do Brasil. De acordo com o Censo do IBGE de 2022, a população de Fortaleza conta com 2.428.708 habitantes e a densidade demográfica é de 7.776 habitantes/km², o território é de 312 km² com 81% da área urbanizada (IBGE, 2022). O jardim de chuva foi implementado em 2023 e recebeu parte das águas de chuva de um telhado com área com área total estimada de 500 m² (Figura 12). É importante destacar que a cobertura conta com dispositivos de captura da água pluvial que direcionam parte da água recebida para o sistema de drenagem convencional, de forma tal que parte da água precipitada não é destinada ao jardim, determinando uma área de contribuição efetiva de aproximadamente 180 m².

Figura 10 — Área de estudo e estrutura de camadas da célula de biorretenção.



Fonte: Autora (2024)

A estrutura do jardim de chuva experimental foi projetada com base na literatura relacionada aos jardins de chuva (GONG *et al.*, 2022; NISSEN *et al.*, 2020; MELO *et al.*, 2014), considerando atender eficientemente as funções de retenção, infiltração e filtração. O jardim de chuva abrange uma área de 4,24 m² e é composto por cinco estratos organizados de cima para baixo na seguinte sequência: uma camada superior de charco de 45 cm, cuja função é permitir a formação de uma lâmina superficial de água evitando assim extravasamentos; uma camada de 45 cm de solo nativo destinada a fornecer espaço adequado para o desenvolvimento da vegetação; uma manta geotêxtil Bidim RT 10® da Bidim Wavin posicionada para impedir o carreamento de partículas provenientes da camada superior e assim evitar a colmatção da camada de armazenamento; uma camada de brita de 43 cm com a função de servir de reservatório para as águas infiltradas no dispositivo e por último, uma camada de areia de 15 cm que serve como filtro e zona de transição entre a estrutura de biorretenção e o solo natural subjacente.

3.2 Caracterização do solo e materiais de composição do jardim de chuva

Nos estudos relacionados a sistemas de infiltração, é imperativo conduzir uma análise aprofundada do solo na área em questão. Assim, foram conduzidos ensaios para a caracterização da granulometria e permeabilidade da área onde posteriormente instalou-se o jardim de chuva.

As coletas foram realizadas durante o processo de escavação, em que foram obtidas amostras de três pontos em diferentes profundidades: Topo (T) - 0,00 m e Fundo (F) -1,42 m. O ensaio de permeabilidade foi realizado nas amostras do topo e fundo da vala.

O material utilizado como solo superficial do jardim de chuva foi o próprio solo retirado durante as escavações acrescido de terra vegetal. A execução da caracterização geotécnica também foi realizada em três pontos, após a instalação do jardim. Para a determinação da condutividade hidráulica saturada amostras indeformadas foram retiradas nos mesmos pontos. Os ensaios realizados nas amostras de brita e areia foram realizados em duplicata. A metodologia empregue para caracterização de cada material está apresentada no Quadro 8.

Quadro 8 — Ensaio e normas utilizadas para caracterização das matérias empregues na implementação do jardim de chuva.

Ensaio	Norma	Solo superficial	Brita	Areia	Material pré construção
Granulometria	NBR 7181 (ABNT, 2016a) NBR 6502 (ABNT, 1995), NBR 17054 (ABNT, 2022a)	X	X	X	X
Densidade Real	DNER 93 (DNER, 1994)	X			
Massa específica aparente	NBR 9813 (ABNT, 2016b) NM 52 (ABNT, 2002) NM 53 (ABNT, 2009b)	X	X	X	
Massa unitária	NBR 16972 (ABNT, 2021c)		X	X	
Permeabilidade	NBR 14545 (ABNT, 2021a) NBR 13292 (ABNT, 2021b)	X	X	X	X

Fonte: Autora (2024)

3.3 Dimensionamento

O dimensionamento do sistema foi realizado com base na capacidade necessária de retenção interna da estrutura, conhecida como camada de armazenamento. Esse cálculo considerou as condições pluviométricas específicas da região, levando-se em conta também a capacidade de infiltração da base do dispositivo e as características porosas dos materiais empregados.

O método empregado para esse dimensionamento foi o da curva envelope, um procedimento que se fundamenta na equação da continuidade. Esse método permite estimar o armazenamento máximo por meio da otimização da diferença entre o volume de entrada (representada por V_E) e a volume de saída (representada por V_S) da estrutura de controle. Esse método também foi utilizado por outros autores como Melo *et al.* (2014), Daniel Junior (2013), Fensterseifer (2020) e Ferreira *et al.* (2017).

3.3.1 Chuva de projeto

Para o cálculo da intensidade de precipitação (chuva de projeto), foi utilizada a curva IDF desenvolvida por Silva *et al.* (2013) para a cidade de Fortaleza (Equação 1).

$$i = \frac{2345,29 \times T^{0,173}}{(t+28,31)^{0,904}} \quad (1)$$

Em que: i é a intensidade de precipitação em mm/h para a duração de uma chuva de t minutos e T denota o período de retorno da precipitação em anos.

3.3.2 Volume de entrada

Os volumes de entrada são provenientes da precipitação direta (V_{PD}) e da área de contribuição (V_{AC}) (Equação 2). Essas parcelas foram calculadas por meio do método racional, no qual um coeficiente de escoamento de 0,85 foi empregado para a área de contribuição, dentro do recomendado para telhados e superfícies concretadas pela ASCE (1969). A área de contribuição compreende uma porção de concreto e outra de telhado de fibrocimento. Como a precipitação direta atinge o jardim integralmente, o coeficiente de escoamento para esse parâmetro foi considerado igual a 1,00 (Equação 3).

$$V_E = V_{PD} + V_{AC} \quad (2)$$

$$V_E = \frac{i \times A_J \times t \times 10^{-3}}{3600} + \frac{C \times i \times A_C \times t \times 10^{-3}}{3600} \quad (3)$$

Em que: V_E é o volume de entrada, em m^3 , i é a intensidade de precipitação, em mm/h, A_J é a área do jardim, em m^2 , t é a duração da chuva de projeto, em segundos e A_C é a área de contribuição, em m^2 .

3.3.3 Volume de saída

No dimensionamento do jardim não se admitiu volume de saída por extravasamento, logo foi admitido uma eficiência de 100%. Portanto, assumiu-se, para efeito de dimensionamento, que a totalidade do volume de entrada é retida e, em seguida, infiltrada pela própria estrutura. Os volumes de perda por extravasamento não foram considerados por se tratarem de uma parcela muito pequena.

Nesse trabalho utiliza-se o termo infiltração para se referir à passagem de água pela superfície do solo e percolação para o avanço descendente da água após as camadas de armazenamento.

A avaliação do volume percolado se baseia na condutividade hidráulica saturada do solo, cujo valor foi adquirido por meio de experimentos laboratoriais, descritos no item 3.3, conforme especificado nas normas da ABNT (2021a e 2021b) (Equação 4).

$$V_S = V_P = K_{sat} \times A_J \times t \quad (4)$$

Em que, V_P é o volume percolado, em m^3 , K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada do solo, em m/s, A_J é a área do jardim, em m^2 , V_S é o volume de saída em m^3 e t é a duração da chuva de projeto, em segundos.

3.3.4 Volume de armazenamento interno

O volume necessário para camada de armazenamento interna é obtido pela diferença entre os volumes de entrada e saída do sistema (Equação 5)

$$V_{ARM} = \frac{i \times A_J \times t \times 10^{-3}}{3600} + \frac{C \times i \times A_c \times t \times 10^{-3}}{3600} - K_{sat} \times A_J \times t \quad (5)$$

O volume de armazenamento interno também pode ser expresso pela soma do espaço vazio no interior da camada de brita e areia, obtida a partir da porosidade dos materiais analisada em laboratório (Equação 6).

$$V_{ARM} = (H_b \times \eta_b \times A_J) + (H_a \times \eta_a \times A_J) + (H_c \times A_J) \quad (6)$$

Em que, H_b , H_a e H_c são as alturas da camada de brita, areia e charco em m, η_b e η_a são as porosidades da brita e da areia e A_J é a área do jardim, em m^2 .

Ao combinar as Equações 5 e 6 e realizar as manipulações algébricas necessárias para isolar H_b , obteve-se a Equação 7 que descreve a altura da camada de brita no projeto.

$$H_b = \frac{\left[\left(\frac{i \times A_J \times t}{3,6 \times 10^6} \right) + \left(\frac{C \times i \times A_c \times t}{3,6 \times 10^6} \right) - (K_{sat} \times A_J \times t) - (H_c \times A_J) - (H_a \times \eta_a) - (H_c \times A_J) \right]}{(\eta_b \times A_J)} \quad (7)$$

Em que: i é a intensidade de precipitação da chuva de projeto em mm/h, K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada do solo em m/s, T_R é o tempo de retorno em anos, t a duração da chuva de projeto em minutos, C é o coeficiente de escoamento superficial da área de contribuição, A_J é a área do jardim em m², A_c é a área de contribuição em m², H_a , H_b e H_c são as alturas de areia, brita e charco e η_b e η_a são as porosidades da brita e da areia.

3.3.5 Volume de charco

O volume de charco necessário para que a estrutura não tenha extravasamentos durante uma chuva de projeto é o equivalente a diferença entre o volume de entrada e o volume infiltrado, logo a altura de charco é calculada conforme apresentado na Equação 8.

$$H_c = \frac{V_E - V_I}{A_J} \quad (8)$$

Em que: V_E é o volume de entrada, em m³, V_I é o volume infiltrado, em m³ e A_J é a área do jardim, em m².

O volume infiltrado foi calculado com base na condutividade hidráulica saturada do solo superficial e a área do jardim, segundo equação 9.

$$V_I = K_{SAT} \times A_J \times t \quad (9)$$

Em que: K_{SAT} é a condutividade hidráulica saturada do solo da superfície do jardim de chuva, em m/s, A_J é a área do jardim, em m² e t é o tempo da duração da chuva de projeto, em segundos.

Para estimar a condutividade hidráulica saturada do solo da superfície do jardim de chuva, considerou-se a média dos valores de condutividade hidráulica saturada obtidos para as amostras do topo e a 1,00 m de profundidade, uma vez que o solo utilizado nessa camada é oriundo do material retirado durante a escavação.

3.4 Vegetação

A seleção de vegetações para jardins de chuva deve ser realizada considerando sua resistência á inundações periódicas comuns em tais estruturas, dando preferência a espécies

nativas para não acarretar um desequilíbrio do ecossistema local. Portanto, as espécies vegetais escolhidas devem ser resistentes a inundações sazonais e períodos com baixa oferta de água (HUNT *et al.*, 2015).

No processo de seleção das espécies que comporiam o jardim, foram adotados critérios visando promover a adaptação e a harmonia das plantas com o ambiente circundante. Essa seleção se baseou na disponibilidade das espécies e na sua capacidade natural de se integrar ao ecossistema local, de forma que, optou-se por selecionar quatro espécies estruturalmente complementares.

Bruner *et al.* (2023) verificaram em um jardim pluvial que a transpiração média é positivamente associada ao número de espécies. Plantas estruturalmente complementares, ou seja, aquelas que ocupam espaços físicos diferentes, criam um maior volume total de folhas sustentadas pelo jardim de chuva, o que provavelmente leva a uma maior fotossíntese e transpiração geral pela comunidade vegetal. Assembleias mais diversas resultam em transpiração e temperaturas de superfície mais consistentes, com as primeiras mostrando uma curva positiva e saturante à medida que a diversidade aumenta. Jardins de chuva com densidades de plantio mais elevadas aumentam a densidade das raízes, mantendo a capacidade de infiltração e a porosidade superficial da estrutura (DUDRICK *et al.*, 2024; HUNT *et al.*, 2015), além de possuírem um impacto positivo na biodiversidade e estética urbana em comparação com gramados de monocultura, e tornam-se um importante espaço para a integração entre seres humanos e a natureza (BORTOLINI e ZANIN, 2018; DAGENAIS *et al.*, 2018; HUNT *et al.*, 2015 KASPRZYK *et al.*, 2022; RIPPY *et al.*, 2021; STANFORD *et al.*, 2024; WOODS BALLARD *et al.*, 2015).

Para assegurar uma escolha alinhada com o ambiente, priorizou-se a seleção de vegetações que já estivessem presentes no próprio campus. Isso se deve ao fato de que essas espécies já demonstraram uma adaptação bem-sucedida ao clima, solo e condições particulares do local. Além disso, a preferência recaiu sobre as plantas que já haviam sido documentadas em trabalhos científicos e literatura especializada.

As seguintes espécies foram plantadas na camada superficial do jardim de chuva e em um jardim controle tradicional: Espada-de-são-jorge (*Sansevieria trifasciata*), Clorofito (*Chloropytum comosum*), Petúnia-mexicana (*Ruellia simplex*) e Dracena-malaia (*Dracaena reflexa*). As espécies escolhidas foram selecionadas dentre aquelas utilizadas em estudos sobre soluções baseadas na natureza, destacados na Tabela 2.

Tabela 2 — Publicações sobre soluções baseadas na natureza que utilizaram as vegetações selecionadas (*Sansevieria trifasciata*, *Chloropytum comosum*, *Ruellia simplex*, *Dracaena reflexa*) de acordo com localização e classificação climática de Köppen-Geiger.

Espécie	Publicação	Local	Classificação climática de Köppen-Geiger
Espada-de-são-jorge (<i>Sansevieria trifasciata</i>),	Aguirre-Álvarez (2023)	México	BSh - Semiárido quente
	Akther (2020)	Canadá	Dfb - Continental úmido com verão quente
	Lopes e Silva (2021)	Brasil	Aw - Tropical com verão seco
	Macedo <i>et al.</i> (2017)	Brasil	Cfa - Subtropical, com verão quente
	Moura (2013)	Brasil	Cfa - Subtropical, com verão quente
Clorofito (<i>Chloropytum comosum</i>)	Fensterseifer (2020)	Brasil	Cfa - Subtropical, com verão quente
	Li <i>et al.</i> (2016)	China	Cfa - Subtropical, com verão quente
	Pivetta <i>et al.</i> (2023)	Brasil	Cfa - Subtropical, com verão quente
	Yang <i>et al.</i> (2024)	China	CWa - Subtropical úmido com invernos secos
Petúnia-mexicana (<i>Ruellia simplex</i>)	Silva (2016)	Brasil	Aw - Tropical com verão seco
	Li e Liu (2023)	China	Cfa - Subtropical, com verão quente
	Yan <i>et al.</i> (2023)	China	Cfa - Subtropical, com verão quente
Dracena-malaia (<i>Dracaena reflexa</i>)	Galagoda <i>et al.</i> (2018)	Sri Lanka	Af - Tropical úmido
	Hunt <i>et al.</i> (2015)	Singapura	Af - Tropical úmido
	Macedo <i>et al.</i> (2022)	Brasil	Cfa - Subtropical, com verão quente

Fonte: Autora (2024)

A *Ruellia simplex* C. Wright, popularmente conhecida como ruélia-chuveiro ou petúnia-mexicana é um subarbusto perene que pode atingir até 90 cm de altura. Seus caules são de coloração verde, e suas folhas têm um tom verde escuro. As flores dessa planta são notavelmente roxas e têm o poder de atrair insetos, especialmente abelhas. A espécie é conhecida por sua capacidade de resistir tanto a períodos úmidos quanto a secos. Originária do México e da maioria dos países da América do Sul, incluindo o Brasil, ela prospera em locais ensolarados e em solos periodicamente inundados. O cultivo ideal acontece em solos com níveis médios a altos de umidade, podendo ser exposta tanto a pleno sol quanto a sombra parcial. Vale ressaltar que a *Ruellia simplex* apresenta melhor floração quando exposta ao sol pleno (SIKARWAR *et al.*, 2023; EZCURRA e DANIEL, 2007).

A *Dracaena reflexa* Lam., também conhecida como dracena-malaia, pau-d'água ou pleomele, é uma planta ornamental originária de Madagascar e de ilhas próximas ao Oceano Índico. Seu crescimento é relativamente lento, e embora possa atingir uma altura de 4 a 5 metros, raramente ultrapassa os 6 metros. É amplamente cultivada em regiões tropicais e climas subtropicais ao redor do mundo. É indicada para cultivo a meia sombra ou sol pleno em regiões tropicais e subtropicais (NARENDER, 2017; LORENZI, 2015).

A *Sansevieria trifasciata* var. *laurentii*, conhecida como espada-de-são-jorge é uma herbácea perene, ereta originária da África, com 70-90 cm de altura. Geralmente é cultivada a pleno sol (LORENZI, 2015).

O *Chlorophytum comosum* (Thunb.) Jacques, denominada popularmente como clorofito ou gravatinha é uma herbácea de raízes carnosas, originária da África do Sul, de 15-20 cm de altura. É indicada para cultivo em regiões subtropicais, preferencialmente a meia-sombra (LORENZI, 2015).

3.4.1 Monitoramento e análise do desenvolvimento da vegetação

O desempenho da biorretenção se relaciona com a escolha das espécies, impulsionado principalmente pela influência de características funcionais, como constituição da raiz e taxa de crescimento (DAGENAIS *et al.*, 2018)

A vegetação presente em jardins de chuva precisa suportar um ambiente periodicamente alagado e com períodos de baixa oferta de água. Espécies sensíveis à sazonalidade do regime pluviométrico podem apresentar distúrbios causados por hipoxia ou anoxia das raízes, como redução da fotossíntese, inibição de crescimento e murcha de folhas (OLIVEIRA e GUALTIERI, 2017). Portanto, torna-se essencial analisar o desenvolvimento vegetativo a fim de manter a eficiência da estrutura.

Desta forma, com o objetivo de monitorar o desenvolvimento das espécies presentes no jardim de chuva e avaliar a sua capacidade de enfrentar condições de inundações periódicas, foram conduzidas medições quinzenais das alturas e circunferências dos caules, juntamente com a constituição de um arquivo fotográfico detalhado, a fim de permitir uma análise visual abrangente.

A medição da vegetação iniciou cerca de 15 dias após o plantio das mudas, no dia 04/05/2023, a fim de garantir um período de adaptação das espécies ao solo e a última medição foi realizada no dia 14/05/2023. Como foram plantadas posteriormente, a primeira medição do clorofito ocorreu apenas dia 15/06/2023. Foram registradas as alturas de todas as espécies presentes em ambos os jardins para fins de comparação. O registro do diâmetro não foi efetuado nas espécies espada-de-são-jorge e clorofito por se tratar de espécies acaule.

Para determinar a altura dos indivíduos utilizou-se uma trena, avaliando-se a altura desde a base do caule até a gema apical do eixo mais alto de cada espécie, e para determinação do diâmetro do caule realizou-se a medição das espécies com auxílio de um paquímetro.

Realizou-se o teste de normalidade de Shapiro-Wilk para avaliar se os dados seguem uma distribuição normal, em seguida o teste de Mann-Whitney para os não-paramétricos e avaliar se há diferenças significativas entre o grupo teste e o controle. O nível de significância para ambos os testes foi estabelecido em 5%. O teste de correlação de Pearson foi utilizado para verificar a correlação entre a altura de precipitação e o crescimento das espécies do jardim de chuva. Essa abordagem permite avaliar se as plantas do jardim de chuva estão conseguindo se desenvolver de maneira satisfatória, mesmo enfrentando períodos de alta e baixa disponibilidade hídrica. A comparação com as taxas de crescimento das plantas nos jardins controle tradicionais adiciona uma dimensão importante à análise, possibilitando identificar possíveis diferenças e entender como as condições específicas do jardim de chuva estão influenciando o crescimento das espécies selecionadas.

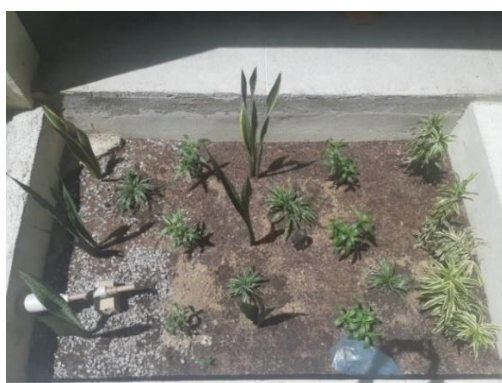
3.5 Implementação do experimento

As atividades de construção para a implementação do experimento (Apêndice A) tiveram início em fevereiro de 2022, com a realização da escavação do terreno de forma manual. A conclusão dessa fase ocorreu ao longo de três meses, conforme registrado na tabela que sumariza os diversos serviços empreendidos. Cabe ressaltar que as etapas demoraram mais que o esperado uma vez que precisaram ser pausadas devido aos eventos chuvosos e disponibilidade da equipe de manutenção do *campus*.

3.6 Plano de plantio

As espécies foram dispostas no jardim de chuva conforme indicado na Figura 11.

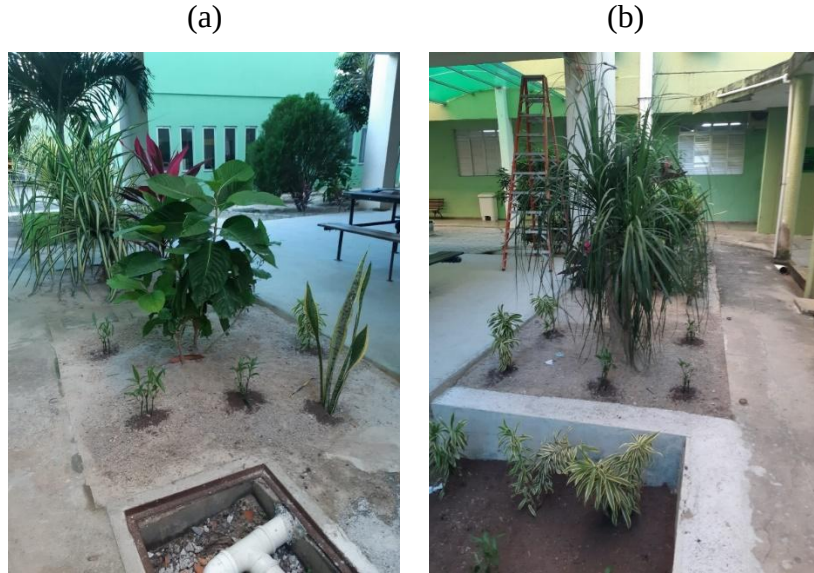
Figura 11 — Vegetação no jardim de chuva dia 05/05/2023



Fonte: Autora (2024)

As espécies também foram plantadas nos jardins convencionais localizados lateralmente ao jardim estudado (Figura 12).

Figura 12 — Jardins controle esquerdo (a) direito (b) no dia 14/04/2023



Fonte: Autora (2024)

3.7 Balanço hídrico e eficiência de escoamento

O balanço hídrico de cada evento é representado em termos gerais pela Equação 10.

$$\Delta V_{SSUP}(t) + \Delta V_{SUP}(t) = [V_{PD}(t) + V_{AC}(t)] - [V_{EXT}(t) + V_P(t)] \quad (10)$$

Em que: V_{SSUP} é o volume subsuperficial (camadas internas de armazenamento), V_{SUP} é o volume superficial (lâmina d'água sobre solo superficial), V_{PD} é o volume de precipitação direta, V_{AC} é o volume escoado da área de contribuição, V_{EXT} é o volume extravasado e V_P é o volume percolado da última camada do jardim (areia) para fora do sistema (solo natural).

A fim de avaliar o desempenho de biorretenção baseado na retenção de escoamento calculou-se a eficiência de retenção hídrica de acordo com a Equação 11.

$$E_{ff} = \frac{V_P}{V_E} \quad (11)$$

Em que: E_{ff} é a eficiente de retenção hídrica, V_E é o volume de entrada de água no sistema e V_P é o volume percolado do sistema.

3.8 Índice de Precipitação Antecedente (API_{30}) e dias precedentes sem chuva

Além dos parâmetros já considerados no balanço hídrico, também se avaliou o impacto do Índice de Precipitação Antecedente (API_{30}) e do número de dias anteriores sem chuva na eficácia do sistema de biorretenção, conforme Macedo *et al.* (2017).

O Índice de Precipitação Antecedente é um indicador de umidade armazenada no solo antes da ocorrência de um evento de precipitação. Esse índice é calculado como uma soma ponderada das quantidades diárias de precipitação e serve como uma medida da umidade do solo prévia à chuva. A Equação 12, utilizada para calcular o API, foi desenvolvida por Kohler e Linsley (1951).

$$API_{30} = \sum_{n=1}^{30} \left[\left(\frac{1}{n} \right) \times P_n \right] \quad (12)$$

Em que: API_{30} é o índice antecedente de precipitação para 30 dias, em (mm), n é o índice referente ao dia antecedente e P_n é a precipitação referente ao n -ésimo dia antecedente.

3.9 Balanço hídrico

Para simulação do balanço hídrico na célula de biorretenção os volumes armazenados superficialmente e subsuperficialmente foram medidos com sensores de nível HOBO-U20L-02 (limite de detecção de 0,2 mm) inseridos em piezômetros localizados na superfície e na subsuperfície de retenção.

O volume de entrada foi estimado pelo método racional, considerando o volume escoado da área de contribuição e o advindo de precipitação direta, com o coeficiente de escoamento calibrado de acordo com os volumes superficiais e subsuperficiais. Para definir o volume extravasado considerou-se que, no momento em que a lâmina superficial fosse igual à altura superficial útil (45 cm), o volume extravasado seria igual ao volume de entrada menos o volume infiltrado. Para estimar o volume extravasado para outras alturas de charco (15 cm, 25 cm e 35 cm), as quais representam volumes superficiais de 0,64 m³, 1,06 m³, 1,48 m³,

respectivamente, o cálculo foi realizado a partir da somatória do volume superficial que ultrapassou a altura referente, a partir da medida da lâmina superficial (Equações 13 e 14).

$$hc_n = \begin{cases} 0, & hc_{n-1} - (hm_{n-1} - hm_n) < 0 \\ hc_{n-1} - (hm_{n-1} - hm_n), & H_C > hc_{n-1} - (hm_{n-1} - hm_n) \geq 0 \\ hu, & hc_{n-1} - (hm_{n-1} - hm_n) > hu \end{cases} \quad (13)$$

$$V_{EXTn} = \begin{cases} 0, & hc_n = 0 \\ [(hm_n - hm_{n-1}) - (hc_n - hc_{n-1})] \times A_J, & hc_n > 0 \end{cases} \quad (14)$$

Em que, hc_n é a altura da lâmina calculada para o n ésimo dado registrado; hc_{n-1} é a altura da lâmina calculada para o valor anterior ao n ésimo dado registrado; hm_n é a altura da lâmina monitorada para o n ésimo dado registrado; hm_{n-1} é a altura da lâmina monitorada para o valor anterior ao n ésimo dado registrado; H_C é a altura da lâmina útil considerada, que para esse estudo foi de 15 cm, 25 cm e 35 cm, de acordo com a altura de charco; V_{EXTn} é o volume extravasado durante o n ésimo dado registrado; e A_J é a área do jardim. O volume percolado foi estimado através da equação do balanço hídrico (Equação 15).

$$V_{SS} + V_S = (V_{PD} + V_{AC}) - (V_{EXT} + V_P) \quad (15)$$

Em que, V_{SS} é o volume subsuperficial (camadas internas de armazenamento), V_S é o volume superficial (lâmina d'água sobre o solo aparente), V_{PD} é o volume de precipitação direta, V_{AC} é o volume escoado da área de contribuição, V_{EXT} é o volume extravasado e V_P é o volume percolado para fora do sistema.

3.10 Monitoramento e análise da eficiência hidrológica do jardim de chuva

O desempenho da célula de biorretenção expresso pela eficiência de redução de escoamento (E_{ff}), foi calculado pela razão entre o volume percolado do sistema (V_P) e o volume de entrada de água no sistema (V_E), como indicado por Macedo *et al.* (2019).

A fim de avaliar o dimensionamento da estrutura, estimou-se a capacidade de utilização das camadas de armazenamento interna (solo + brita + areia) e externa (charco) a partir da razão entre altura máxima da lâmina superficial ou subsuperficial no evento (h_{MAX}) e a altura das camadas de armazenamento interna (103 cm) ou externa da estrutura (45 cm) (H_C).

A velocidade de infiltração básica (VIB) para cada evento monitorado foi estimada através do teste de rebaixamento sintético, o qual fornece o tempo em que uma lâmina superficial leva para ser drenada (ASLESON *et al.* 2009, VENVIK e GOOGAARD, 2020; WINSTON *et al.* 2016). Para a realização desse teste foram utilizados os valores das lâminas superficiais e subsuperficiais. Segundo Venvik e Googaard (2020), o teste de rebaixamento sintético pode fornecer valores mais representativos de infiltração, pois os métodos de testes em pequena escala baseiam-se na taxa de infiltração através de uma área reduzida, que é utilizada para representar a área total de infiltração.

Para investigar a influência de diversas variáveis na eficiência da biorretenção (E_{ff}), taxa de infiltração (VIB) e capacidade de utilização (U) das camadas superficiais e subsuperficiais, foi realizada uma análise estatística. As variáveis analisadas incluíram a altura de precipitação total (P_{TOTAL}), o índice de precipitação antecedente (API_{30}), as intensidades de chuva máxima (I_{MAX}) e média (I_{MED}), o período seco anterior (PSA), a duração da chuva (t) e o tempo de retorno (T_R). Foram aplicadas medidas de correlação, utilizando-se o coeficiente de correlação Rho-Spearman (ρ). Os testes foram realizados com níveis de significância de 95% ($\alpha = 0,05$) e 99% ($\alpha = 0,01$). A normalidade dos dados foi verificada através do teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

Adicionalmente, foi conduzido o teste Mann-Kendall, em conjunto com a inclinação de Sen, para detectar alguma tendência nos valores das taxas de infiltração superficiais e subsuperficiais e desta forma identificar algum sinal de colmatagem da estrutura, durante o tempo de operação. Estes métodos são amplamente reconhecidos na literatura científica para detecção de tendências monotônicas em séries temporais. O teste de Mann-Kendall é particularmente valioso devido à sua robustez contra suposições sobre a distribuição dos dados (GUMUS *et al.*, 2021).

3.11 Modelagem

3.11.1 Parâmetros de entrada

Para os valores de entrada do modelo, foram consideradas as magnitudes de precipitação com uma resolução temporal de 5 minutos, a área de contribuição e do jardim, os valores médios de coeficiente de escoamento e taxa de infiltração, além da altura de charco (Tabela 3).

Tabela 3 — Parâmetros de calibração de entrada e respostas de saída do modelo.

Nome	Sigla	Valor
Parâmetros de entrada		
Volume de entrada (m ²)	V _E	Por evento
Área do jardim (m ²)	A _J	4,24
Taxa de rebaixamento (mm/h)	VIB	176,9
Tempo (h)	t _n	0,08
Altura de charco (m)	H _C	0,45
Parâmetros de saída		
Volume extravasado (m ³)	V _{EXT}	
Nível superficial (m)	H _{S45}	
Eficiência de redução de escoamento (%)	E _{ff}	

Fonte: Autora (2024)

Em casos em que não se conhece o volume, o mesmo pode ser estimado por métodos de transformação chuva-vazão, como o clássico método Racional.

A taxa de infiltração (VIB) para cada evento monitorado foi estimada utilizando o teste de rebaixamento sintético, que indica o tempo necessário para que uma lâmina de água superficial seja drenada (ASLESON *et al.* 2009; VENVIK e GOOGAARD, 2020; WINSTON *et al.* 2016). Para a realização desse teste, foi considerado o rebaixamento do nível superficial. Conforme Venvik e Googaard (2020), o teste de rebaixamento sintético pode fornecer estimativas de infiltração mais representativas, visto que os métodos de testes em escala laboratorial baseiam-se na taxa de infiltração através de uma área reduzida, usada para representar a área total de infiltração, e não levam em consideração efeitos como o da macroporosidade do solo.

Dado que a taxa de infiltração é um parâmetro significativamente influenciado por diversos fatores, incluindo a umidade do solo e a presença de vegetação (DUDRICK *et al.*, 2024), é importante que as medições sejam realizadas no maior número possível de condições. Essa abordagem permite capturar a complexidade inerente ao comportamento hidrológico do solo e assegurar a representatividade dos dados. No contexto deste estudo, a média de VIB foi obtida a partir de 28 medições, o que proporciona uma base sólida para a análise.

Os coeficientes de escoamento (C) foram calibrados com base nos volumes superficiais observados para cada evento pluviométrico. É importante ressaltar que a área de contribuição conta com instrumentos de captação de água distribuídos por toda sua extensão, fazendo com que parte do volume precipitado não seja direcionado para o jardim de chuva.

Para definir o volume extravasado considerou-se que quando a lâmina superficial fosse igual à altura superficial útil (45 cm), o volume de extravasamento seria igual ao volume de entrada menos o volume infiltrado.

3.11.2 Descrição do modelo

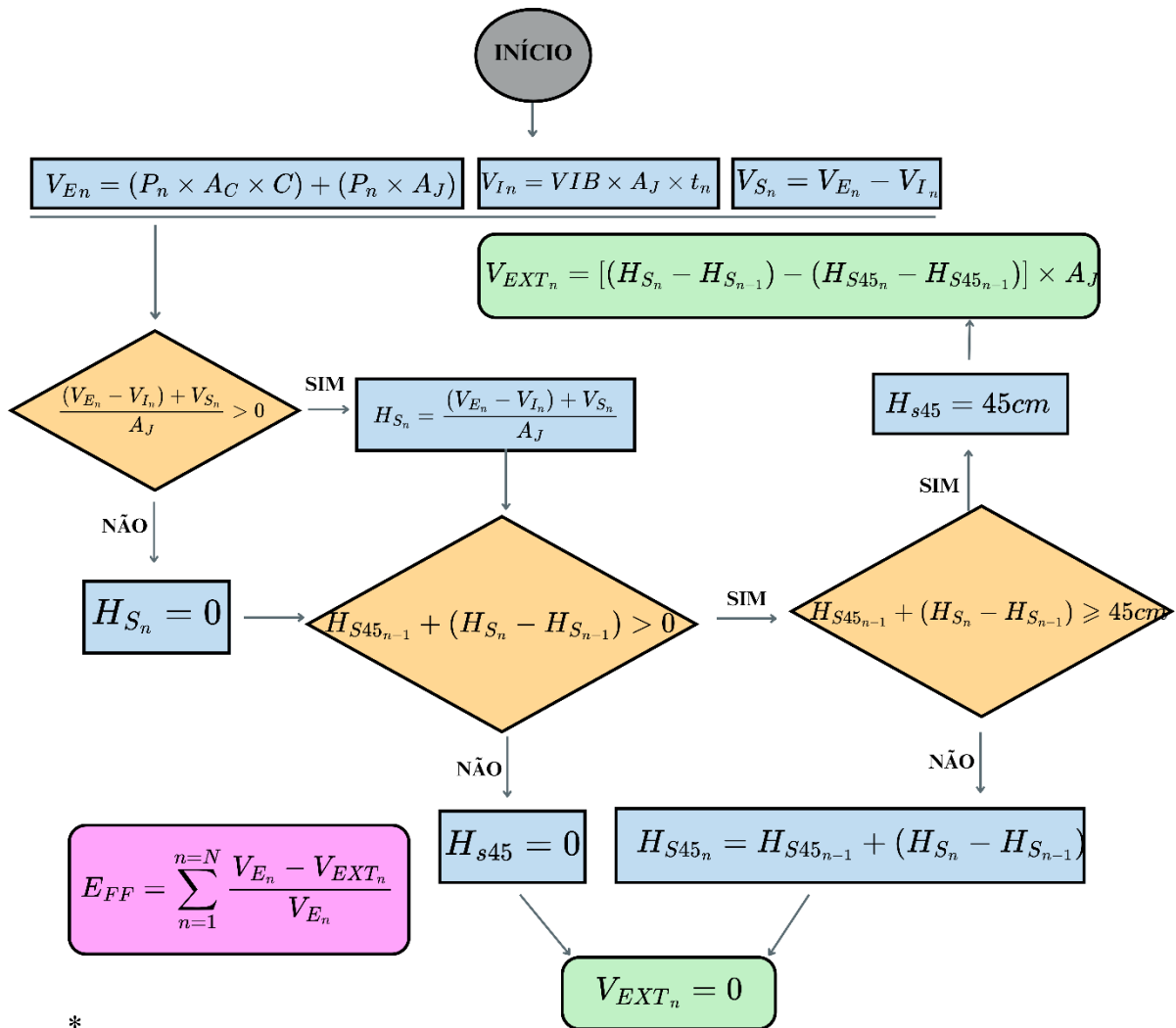
Segundo Bonneau *et al.* (2021) é possível replicar vazões de uma bacia de biorretenção com um modelo físico relativamente simples baseado em componentes do balanço hídrico, desde que esteja calibrado.

Modelagens baseadas em balanço hídrico permitem que o usuário avalie o desempenho da célula de biorretenção em relação a parâmetros de projeto (LISENBEE *et al.*, 2021). O desempenho dos jardins de chuva depende ainda de uma variedade de condições como regime de chuvas, taxa de infiltração, configuração da camada interna, altura de charco, tipo e densidade de vegetação, espessura do solo e porosidade (CHAVES *et al.*, 2024; TANSAR *et al.*, 2023).

O modelo de base física deste estudo é baseado no balanço hídrico da célula de biorretenção considerando volume de entrada (V_E), volume infiltrado (V_I) e volume escoado superficialmente (V_S). O volume infiltrado (V_I) foi calculado a partir da velocidade de infiltração (VIB) multiplicada pela área do jardim (A_J) e o tempo do intervalo (t_n) de simulação, que para esse estudo foi 5 minutos, sendo, portanto, considerado constante durante todo o evento.

Os níveis e volumes superficiais (H_{S45} e V_S), volume extravasado (V_{EXT}), volume infiltrado (V_I) e eficiência de redução de escoamento (E_{ff}) foram calculados conforme orientado na Figura 13.

Figura 13 — Diagrama do processo de cálculo adotado no modelo de base física de balanço hídrico na célula de biorretenção.



Fonte: Autora (2024)

Em que H_{Sn} e H_{Sn-1} são os níveis superficiais sem considerar a limitação da altura de charco disponível para os termos n e $n+1$ e H_{S45n} e H_{S45n+1} é o nível considerando uma altura de charco disponível para 45 cm para os termos n e $n+1$. Para efeito de cálculo, considerou-se sempre que o evento se inicia com os valores zerados ($H_{S1}=0$).

Neste estudo, a eficiência foi definida como a somatória da razão da subtração entre os volumes de entrada e os volumes extravasados pelos volumes de entrada do primeiro termo até o termo final (N).

3.11.3 Desempenho do modelo

Para avaliação do desempenho do modelo em simular a eficiência da célula de biorretenção foram utilizados três métodos de análises estatísticas. O coeficiente de determinação (R^2) tem sido uma medida amplamente utilizada para avaliar a adequação de modelos hidrológicos, contudo é muito sensível a outliers e a diferenças aditivas e proporcionais entre os valores modelados e observados (LEGATES e MCCABE Jr, 1999). Dessa forma, também foram incluídos na análise o erro quadrado médio (RMSE) e coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) (Equação 16).

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{n=1}^N (S_n - O_n)^2}{\sum_{n=1}^N (O_n - O_{Média})^2} \quad (16)$$

Em que, S_n , O_n e $O_{Média}$ são os valores simulados, observados e a média dos valores observados, respectivamente, e N é o número de valores observados.

Essas estatísticas são amplamente utilizadas em pesquisas que modelam o comportamento de soluções baseadas na natureza, como as de Lisenbee *et al.* (2020), Mabrouk *et al.* (2023), Shojaeizadeh *et al.* (2021), Yu *et al.* (2023) e Zhang *et al.* (2020b).

Os conjuntos estatísticos foram calculados para os dados do nível superficial máximo ($H_{45S,MAX}$) e da eficiência da célula em cada evento, uma vez que o NSE pode flutuar para cada evento devido a variabilidade de comportamento hidrológico e taxa de infiltração do solo.

Para investigar a influência do nível superficial (H_{S45}) no desempenho do modelo, foram aplicadas medidas de correlação, utilizando-se o coeficiente de correlação de Rho-Spearman (ρ). Os testes foram realizados com níveis de significância de 95% ($\alpha=0,05$) e 99% ($\alpha=0,01$). A normalidade dos dados foi verificada através do teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

3.11.4 Análise de sensibilidade

Análise de sensibilidade foi conduzida para quantificar o impacto das variações na taxa de infiltração sobre o desempenho do modelo. Esse procedimento é essencial para identificar a influência dos parâmetros, permitindo compreensão de como mudanças nos valores desses parâmetros podem afetar a saída do modelo.

Neste estudo, a análise de sensibilidade foi realizada utilizando um método de variação unidirecional (*one-at-a-time*, OAT), onde a taxa de infiltração foi sistematicamente ajustada enquanto os demais parâmetros do modelo foram mantidos constantes. Este método permitiu avaliar o grau de influência da taxa de infiltração no nível superficial máximo e na eficiência da célula de biorretenção.

Além disso, os resultados da análise de sensibilidade foram interpretados considerando a amplitude das respostas do modelo em relação às variações aplicadas. Isso possibilitou a identificação de cenários críticos em que pequenas alterações na taxa de infiltração resultam em mudanças significativas na performance do sistema. Essas informações são fundamentais para o dimensionamento e a otimização das células de biorretenção em diferentes condições hidrológicas.

Foram testados sete valores de taxas de infiltração, tendo como base a média (177 mm/h) dos valores medidos variando 20% para mais (212 mm/h, 248 mm/h e 283 mm/h) e para menos (71 mm/h, 106 mm/h, 142 mm/h). Os limites foram definidos com base nos valores máximo e mínimo medidos.

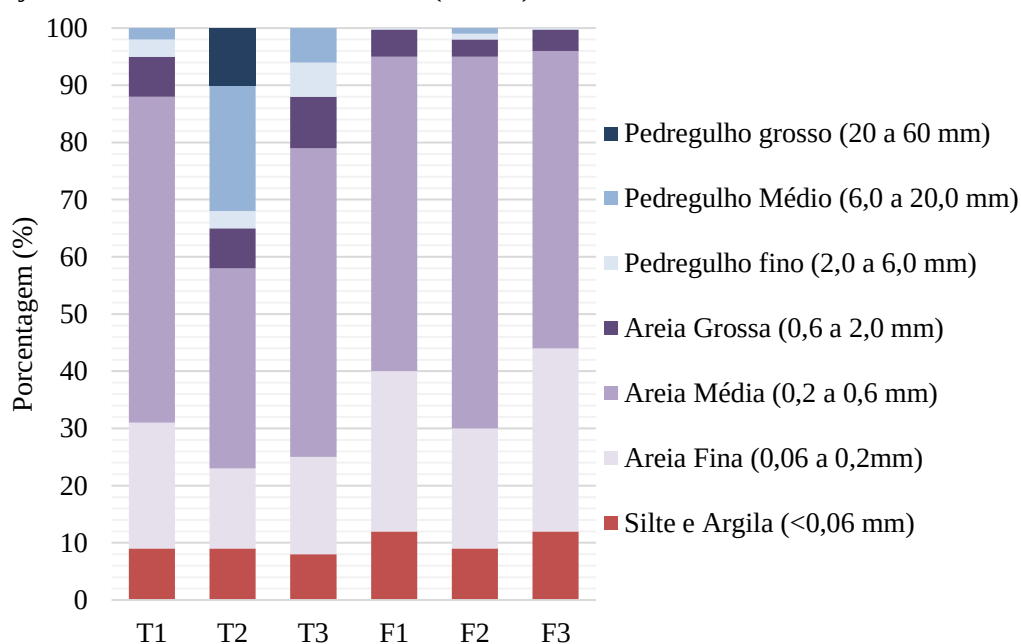
Os resultados da análise de sensibilidade foram comparados com dados observacionais para verificar a robustez do modelo e a confiabilidade das previsões em diferentes cenários de infiltração. Essa abordagem permitiu uma avaliação detalhada do comportamento do modelo, assegurando que ele responda adequadamente às variações nos parâmetros de entrada, contribuindo para a validação e calibração do modelo utilizado.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização do solo da área de implantação do jardim

A granulometria do solo da área de implantação do jardim foi avaliada em três pontos em diferentes profundidades, Topo (T) - 0,00 m e Fundo (F) - 1,42 m, totalizando 6 amostras analisadas. A distribuição granulométrica indica que em todos os pontos analisados, há predominância de material arenoso, principalmente areia média. Os pontos localizados no topo da área de estudo exibem uma maior proporção de pedregulho em comparação com os outros pontos, o que pode ser resultado do descarte de resíduos de construção civil durante as obras de expansão do campus. Além disso, é possível observar um leve aumento na proporção de material fino nos pontos do fundo (Figura 14).

Figura 14 — Distribuição granulométrica do solo do local de instalação do jardim, conforme escala ABNT (2022b).

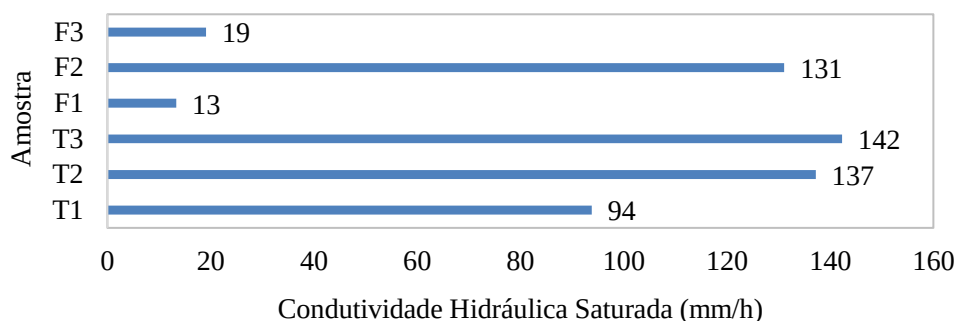


Fonte: Autora (2024)

Os valores de condutividade hidráulica saturada do solo são indicados na Figura 15. Observa-se que, a uma profundidade de 1,43 m, os valores de condutividade hidráulica saturada nos pontos 1 e 3 apresentam uma redução considerável de até 86%. O valor médio da condutividade hidráulica para o topo e fundo foi de respectivamente 124 mm/h e 54 mm/h. Esse fenômeno provavelmente resulta da diminuição da presença de material pedregulhoso e

do aumento da proporção de materiais finos com a profundidade, constatado na análise granulométrica, também ao aumento da compactação do solo gerado pelo material sobreposto.

Figura 15 — Condutividade hidráulica saturada dos pontos amostrados.



Fonte: Autora (2024)

Os valores de condutividade hidráulica saturada do local de instalação do jardim estão de acordo com o recomendado pelo Departamento de Irrigação e Drenagem da Malásia (2016) que sugere um valor mínimo de 13 mm/h para jardins de chuva.

4.2 Caracterização dos materiais utilizados no jardim de chuva

A análise da distribuição granulométrica do solo utilizado na camada superficial do jardim de chuva mostrou que se trata de um material homogêneo com pouca variabilidade espacial. Este solo é principalmente composto por material arenoso, correspondendo a 82% de sua composição (11% de areia fina, 55% areia média e 16% areia grossa), com cerca de 12% de materiais finos (silte e argila) e 6% de pedregulho. O solo foi classificado como areia franca pelo diagrama triangular das classes texturais proposto pelo USDA.

A distribuição granulométrica da brita indicou que o material é composto de 35% de brita tipo 1 (4,8 mm a 12,5 mm) e 65% de brita tipo 2 (12,5 mm a 25 mm), de acordo com a escala da ABNT (2009a).

Já a distribuição granulométrica da areia inserida no fundo da camada de brita e que compõe a camada de armazenamento do sistema permite classificar o material como areia média, predominantemente, com a seguinte distribuição, de acordo com a escala da ABNT (2022b), 6% de pedregulho fino (2 a 6 mm), 13 % de areia grossa (0,6 a 2,0 mm), 66% de areia média (0,2 a 0,6 mm) e 15% de areia fina (0,06 a 0,2 mm). O material está de acordo com as diretrizes recomendadas pelo Departamento de Irrigação e Drenagem da Malásia (2016), que recomenda que tenha no máximo 15% de argila e silte no leito de areia.

Na Tabela 4 apresenta-se síntese de parâmetros de caracterização dos materiais que compõem o jardim de chuva.

Tabela 4 — Caracterização dos materiais que compõem o jardim de chuva.

Parâmetro	Areia	Brita	Solo
Modulo de Finura - MF	3,03	0,95	-
Dimensão máxima característica- DMC (mm)	6,30	19,00	-
Massa específica da partícula – ρ_g (g/cm ³)	2,57	2,63	2,63
Massa unitária (agregados) - μ (g/cm ³)	1,47	1,40	-
Massa específica aparente seca do solo – ρ_d (g/cm ³)	-	-	1,81
Porosidade - η (%)	43	47	31
Condutividade hidráulica saturada (mm/h)	579	682	197

Fonte: Autora (2024)

O valor médio da condutividade hidráulica saturada (K_{SAT}) se qualifica conforme as diretrizes internacionais para Sistemas de Drenagem Sustentáveis (WOODS BALLARD *et al.*, 2015), exigindo uma capacidade de infiltração entre 100 a 300 mm/h para jardins de chuva.

O valor de porosidade da areia obtido, aproximadamente 43%, é superior a valores de outros autores que utilizaram areia em seu dispositivo de biorretenção, os quais variam de 25% a 30% (MACEDO *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2017; DANIEL JUNIOR, 2013). Ao mesmo tempo o valor de porosidade obtido da brita, aproximadamente 47%, é compatível com valores de outros autores, os quais variam de 40% a 52% (MACEDO *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2017; MELO *et al.*, 2014; MOURA, 2013; DANIEL JUNIOR, 2013)

4.3 Dimensionamento da camada de armazenamento

Uma síntese das variáveis utilizadas na Equação 8 para o dimensionamento da estrutura estão dispostas na Tabela 5.

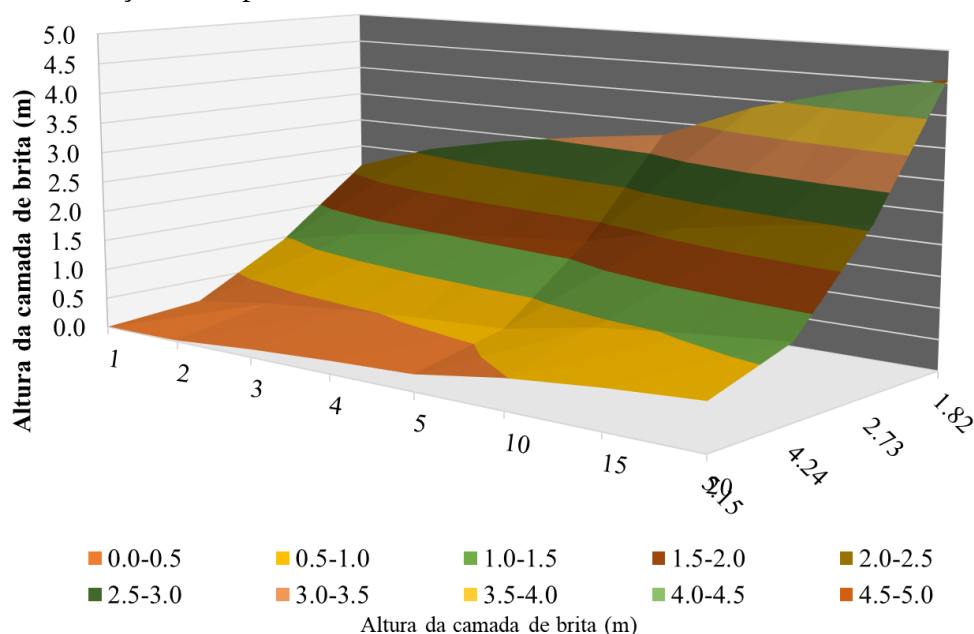
Tabela 5 — Parâmetros utilizados no dimensionamento.

Variável	Valor
i Intensidade máxima de precipitação (mm/h)	94,03
T_R Período de retorno (anos)	3
t Duração da chuva (minutos)	15
η_A Porosidade da areia	0,42
η_B Porosidade da brita	0,47
η_S Porosidade do solo	0,31
A_C Área de contribuição	180,00
C Coeficiente de escoamento superficial	0,85
K_{sat} Condutividade hidráulica saturada média do solo da base (m/s)	$1,51 \times 10^{-5}$
$K_{SAT,SOLO}$ Condutividade hidráulica saturada do solo superficial (m/s)	$1,04 \times 10^{-5}$

Fonte: Autora (2024)

Na Figura 16 apresenta-se gráfico de altura da camada de armazenamento de brita indicada para cada relação entre área de jardim e contribuição e tempo de retorno.

Figura 16 — Altura da Brita x Relação área do jardim x área de contribuição e tempo de retorno.



Fonte: Autora (2024)

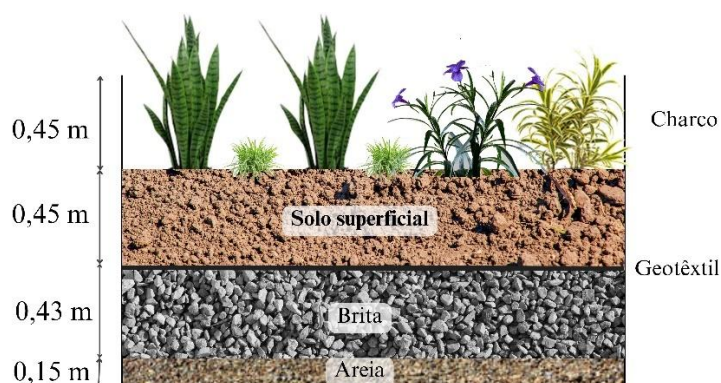
Tendo em vista o espaço disponível para instalação do jardim de chuva de uma área de 4,24 m², optou-se por utilizar um período de retorno de 3 anos o que forneceu uma altura de brita e areia ideal de respectivamente 43 cm e 15 cm.

A altura ótima da camada de charco foi calculada com base na Equação 9, sugerindo uma medida adequada de cerca de 83 cm. Visando garantir a segurança dos transeuntes, optou-se por utilizar uma altura de 45 cm.

Foi arbitrado uma altura de 45 cm de solo de plantio (camada superficial), visando possibilitar o desenvolvimento da vegetação, esse valor está dentro do recomendado pelo Departamento de Proteção Ambiental da Pensilvânia (2006) (30 - 45 cm) e pelo Departamento de Irrigação e Drenagem da Malásia (2016) (45 - 100 cm).

Entre as camadas de solo e brita foi instalado uma manta geotêxtil bidim RT 10, visando impedir o carreamento de partículas de solo para a camada de armazenamento, conforme também utilizado por Ferreira *et al.* (2009), Macedo *et al.* (2019); Moura (2013) Fensterseifer (2020) Dourado e Silva (2020) e Azevedo *et al.* (2022). Essas escolhas culminaram na estrutura visualizada na Figura 17.

Figura 17 — Esquema do jardim de chuva estudado.



Fonte: Autora (2024)

A altura da camada de armazenamento é menor do que a utilizada por outros autores que seguiram a mesma metodologia de dimensionamento, que variam de 70 a 80 cm. Esses autores trabalharam com uma área de contribuição (74,80 a 300 m²) e uma proporção entre área do jardim e área de contribuição (2% a 5%) semelhante em comparação aos utilizados nesse estudo, que foi de 2,4% (MELO *et al.*, 2014; DANIEL JUNIOR, 2013; FERREIRA *et al.*, 2017).

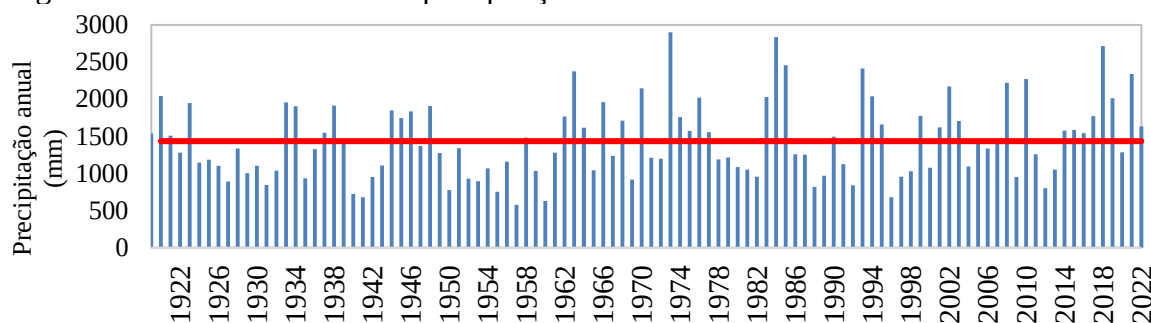
A camada de areia está dentro da faixa comumente utilizada por outros autores na literatura, que varia de 5 a 15 cm (VENVIK e GOOGAARD, 2020; ZHANG *et al.*, 2020c; MELO *et al.*, 2014; DANIEL JUNIOR, 2013; MOURA, 2013; FENSTERSEIFER, 2020).

4.4 Pluviometria local

A aquisição da série de precipitação para realização desta análise se deu por meio do Portal HidroWeb (ANA, 2023). Foram coletados valores que compreendem o período de 1920 a 2023 da Estação do Pici, de coordenadas 3° 45' sul e 38° 34' 48. oeste. A escolha dessa estação se justifica por ser localizada à aproximadamente 5 km da área de estudo.

Na Figura 18 é possível visualizar as precipitações anuais locais ao longo da série, atingindo máximo de 2.898,8 mm em 1978 e mínima de 578,2 mm em 1957, com uma média anual de 1.430 mm, destacada em vermelho. É válido ressaltar que a variação dos dados é notável, com anos que apresentam precipitações anuais abaixo de 1.000 mm, enquanto outros registram valores superiores a 2.000 mm.

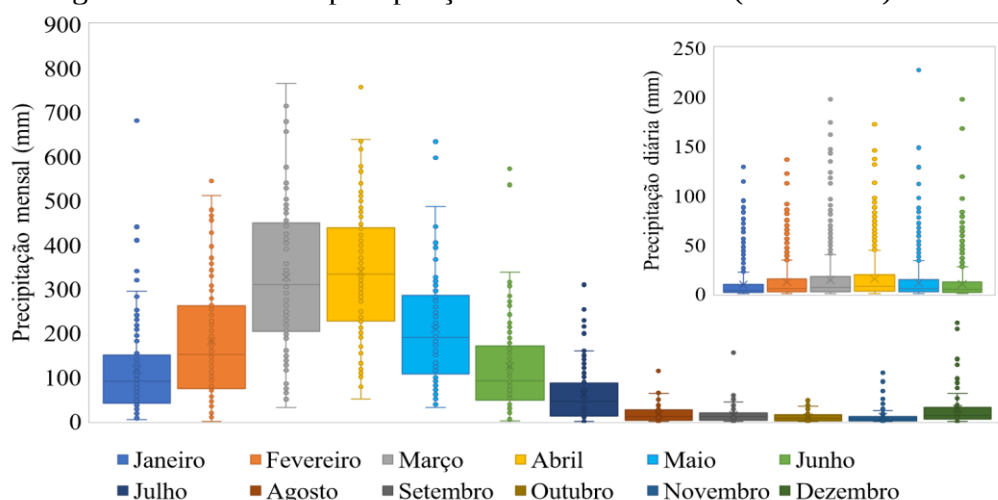
Figura 18 — Série histórica das precipitações anuais da cidade de Fortaleza -CE.



Fonte: Autora (2024)

Na Figura 19, estão dispostas, em um gráfico *box plot*, as alturas de precipitação mensais do período investigado. Analisando a representação gráfica, torna-se evidente uma maior variação da magnitude da precipitação mensal, durante a quadra chuvosa (fevereiro, março, abril e maio), caracterizando uma amplitude significativa de valores pluviométricos ao longo desses meses.

Figura 19 — Série de precipitações mensais e diárias (1920-2022).



Fonte: Autora (2024)

Observa-se que as precipitações apresentam uma concentração significativa durante o primeiro semestre do ano, destacando-se especialmente nos meses de março e abril. A média desses dois meses sozinhos correspondem a aproximadamente 46% do volume total de precipitação registrado ao longo do ano.

No mês de fevereiro, foi registrada uma ampla gama de precipitação, variando entre 9,6 mm e 542,2 mm. No mês subsequente, março, os valores pluviométricos apresentaram uma variação ainda mais notável, abrangendo de 50,3 mm até 714,1 mm. Em abril, essa

tendência persistiu, com a precipitação oscilando entre 78,5 mm e 757,2 mm. Concluindo o período analisado, o mês de maio demonstrou uma faixa de variação de 39,2 mm a 633 mm nas quantidades de chuva registradas. Essa variação nas medições mensais de precipitação ao longo desses meses ressalta a natureza volátil do padrão climático durante essa estação.

Através da análise da magnitude de precipitação diária durante o período do semestre chuvoso (2020-2023), infere-se que os meses mais chuvosos também exibem os maiores valores de precipitação diária. As médias das alturas de precipitação de janeiro a junho, são de respectivamente: 10,21 mm, 13,46 mm, 18,00 mm, 17,68 mm, 11,98 mm e 3,62 mm. Enquanto isso, os limites superiores teóricos para esses meses são: 29,52 mm, 2,4 mm, 47,8 mm, 48,0 mm, 35,0 mm e 9,8 mm, respectivamente. Esses dados serão considerados durante análise do monitoramento para identificar eventos atípicos.

Conforme mencionado por Conti (2011), precipitações pluviométricas podem ser classificadas como intensas quando excedem 50 mm em um período de 24 horas, sendo que a partir desse valor já é possível observar potenciais impactos nas áreas urbanas. No estudo conduzido por Zanella *et al.* (2009) na cidade de Fortaleza, o limiar para considerar chuvas intensas foi estabelecido em acumulados diários superiores a 60 mm. Os resultados dessa pesquisa indicaram que eventos com tais características tendem a ter um impacto mais significativo no ambiente urbano, podendo resultar em danos consideráveis.

4.5 Balanço hídrico e desempenho

O balanço hídrico e o desempenho de retenção hídrica da célula de biorretenção para cada evento, bem como as médias simples e ponderadas (em relação à magnitude de precipitação), além da caracterização de cada evento para os parâmetros de: precipitação (P_{TOTAL}), volume de entrada (V_E), volume extravasado (V_{EXT}), volume infiltrado (V_I), intensidade máxima e média de precipitação (I_{MAX} e I_{MED}), tempo de retorno (T_R), duração do evento (t), duração da precipitação (t_p), coeficiente de escoamento (C), altura máxima da lâmina superficial (s) e subsuperficial (ss) (h_{MAX}), capacidade de utilização superficial (s) e subsuperficial (ss) (U), volume máximo de armazenamento superficial (s) e subsuperficial (ss) ($V_{ARM,MAX}$), período seco anterior (PSA), índice de precipitação antecedente (API_{30}), tempo de inundação (t_{inund}) da estrutura superficial (s) e subsuperficial (ss), velocidade básica de infiltração (VIB) superficial (s) e subsuperficial (ss), eficiência de redução de escoamento para as camadas de charco de 15 cm, 25 cm, 35 cm e 45 cm (E_{ff15} , E_{ff25} , E_{ff35} e E_{ff45} respectivamente) estão apresentados no Apêndice B.

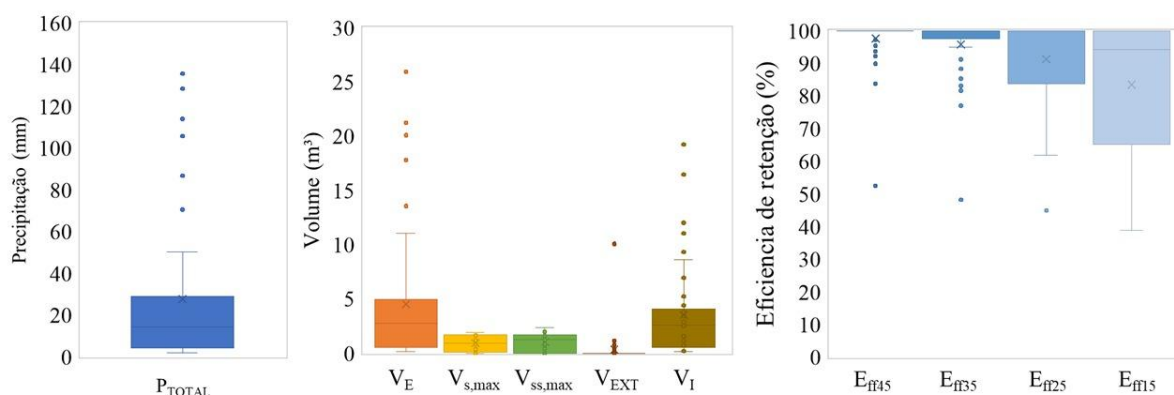
A magnitude de precipitação (P_{TOTAL}) variou de 2,0 mm a 135,8 mm, representando eventos com períodos de retorno (T_R) que variaram valores inferiores a um ano a 65 anos. Durante todo o período de monitoramento, a estrutura gerenciou um volume total de 168 m³ de água, correspondente a 91% de um total de 184 m³ do volume recebido.

Um resumo dos balanços hídricos com volume de entrada (V_E), volumes máximos superficial ($V_{S,MAX}$) e subsuperficial ($V_{SS,MAX}$), volume extravasado (V_{EXT}), volume infiltrado (V_I) e eficiência para as diferentes alturas de charco analisadas, está apresentado na Figura 20. É possível observar as variações de cada parâmetro do balanço hídrico e a eficiência de retenção hídrica do sistema para os eventos monitorados. Nota-se que o volume máximo de entrada foi de 21 m³, durante o evento 45 ($P_{TOTAL} = 135,8$ mm) e que a estrutura também foi capaz de infiltrar um volume de até 20 m³, durante o evento 50 ($P_{TOTAL} = 128,5$ mm).

A formação de lâminas de água superficial e subsuperficial foi observada a partir de eventos com precipitação de 3,0 mm (Evento 2) e 3,4 mm (Evento 34). É importante destacar que houve eventos com precipitações superiores a esses valores, como os Eventos 30 (4,2 mm), 35 (4,8 mm), 43 (3,6 mm) e 46 (6,0 mm), nos quais não foi registrada a formação de lâminas superficiais ou subsuperficiais. Esta observação indica que a retenção de água não é determinada exclusivamente pela quantidade de precipitação e que fatores como distribuição temporal da chuva, intensidade da precipitação e umidade antecedente do solo desempenham papéis críticos na geração de escoamento na área de estudo (FIGUEIREDO *et al.*, 2016).

O tempo de precipitação (t_p) variou entre 15 e 790 minutos. A estrutura ficou inundada ($t_{inun.}$) em média 259 ± 293 minutos ($4,3 \pm 4,9$ horas) superficialmente e 716 ± 721 minutos ($11,9 \pm 12,0$ horas) subsuperficialmente durante os eventos. Já, o tempo máximo que a estrutura levou para ser completamente drenada superficialmente após a precipitação cessar foi de 3 horas, como também encontrado por Greksa *et al.* (2023). Spraakman e Drake (2021) obtiveram um tempo de drenagem de aproximadamente 6 horas. Davis *et al.* (2008) destacam que a infiltração em sistemas de biorretenção deve ser suficiente para drenar ou evapotranspirar todo o volume superficial de água em 4 a 6 horas. Os tempos de drenagem obtidos estão em conformidade com as diretrizes internacionais estabelecidas para estruturas de biorretenção, que variam de 3 a 4 horas de acordo com Prince George's County (2007) e de 24 a 48 horas de acordo com Woods Ballard *et al.* (2015).

Figura 20 — Variação dos parâmetros do balanço hídrico: volume de entrada (V_E), volume superficial e subsuperficial máximo ($V_{S, MAX}$) e ($V_{SS, MAX}$), volume extravasado (V_{EXT}) e volume infiltrado (V_I) e eficiência de retenção de escoamento para as diferentes alturas de charco avaliadas.



Fonte: Autora (2024)

Os valores referentes à taxa de infiltração superficial (VIB) ficaram entre 58,7 mm/h (Evento 2) e 287,7 mm/h (Evento 21), enquanto a taxa de infiltração subsuperficial variou entre 41,9 mm/h (Evento 1) e 111,5 mm/h (Evento 21). Os valores de infiltração superficial foram, em média, duas vezes superiores às medidas de infiltração subsuperficial. Esse fenômeno pode ser atribuído à capacidade reduzida de infiltração do solo subjacente ao jardim de chuva (WINSTON *et al.*, 2016), o qual apresenta uma condutividade hidráulica de 55 mm/h. Esses resultados ressaltam a importância de um projeto adequado da célula de biorretenção, incluindo a incorporação de dispositivos como a camada de armazenamento interna, que atua como uma camada drenante. Essa camada tem a potencialidade de aumentar significativamente a capacidade de infiltração da estrutura, otimizando o desempenho do sistema de biorretenção e garantindo uma gestão mais eficiente das águas pluviais. Segundo Kasprzyk *et al.* (2022), a duração do nível de água em jardins de chuva depende de muitos fatores, como a área de retenção, estrutura geológica, quantidade e tipo de vegetação utilizada e grau de evapotranspiração.

A literatura não apresenta um consenso sobre a faixa ideal de operação da taxa de infiltração de jardins de chuva, Portland (2020) e Prince George's County (2007) indicam um valor mínimo de 254 mm/h. O estudo de caso de Zhang *et al.* (2018), recomenda que a condutividade hidráulica do solo superficial da biorretenção seja controlada entre 360 e 600 mm/h. Já Woods Ballard *et al.* (2015) estabelecem uma capacidade de infiltração na faixa de 100 a 300 mm/h para esses sistemas, como diretrizes para Sistemas de Drenagem Sustentáveis. A permeabilidade do solo é um fator importante que afeta a capacidade de

infiltração de uma instalação de biorretenção: alta permeabilidade ajuda a acelerar a infiltração de escoamento superficial e reduzir o tempo de retenção hidráulica, resultando em menos transbordamento na superfície e alto fluxo de drenagem. O aumento da taxa de infiltração em células de biorretenção é eficaz no aumento na redução do volume de escoamento, como demonstram Huang *et al.* (2021).

Não foi possível identificar alterações significativas nas taxas de infiltração em eventos que ocorreram diurnamente e noturnamente. Com base nesses resultados, observa-se que a evapotranspiração (ET) não teve um impacto substancial no balanço hídrico da estrutura de biorretenção sob estudo. Este achado está em concordância com a análise realizada por Winston *et al.* (2016), que também investigaram a variação diurna nas taxas de rebaixamento sintético em estruturas de biorretenção, partindo do pressuposto de que a ET contribuiria de forma substancial para a redução do volume se houvesse uma influência significativa. A ausência de variação diurna nas taxas de infiltração sugere que outros processos hidrológicos dominam o comportamento da estrutura de biorretenção, enquanto a contribuição da evapotranspiração é insignificante neste contexto específico. Esse resultado pode ser atribuído a vários fatores, incluindo a elevada umidade relativa do ar, durante os eventos, que reduzem a demanda evaporativa. Além disso, os eventos possuem uma duração relativamente curta, com uma rápida infiltração das águas pluviais recebidas o que não permite que ocorra uma transpiração muito expressiva. Macedo *et al.* (2019) também verificaram que a influência da ET em um sistema de biorretenção é relativamente pequena quando comparada aos demais componentes do balanço hídrico, a partir da determinação da ET utilizando a equação de Penman-Monteith.

O ano de 2024 apresentou um número significativo de precipitações diárias de grande magnitude, das quais seis ultrapassaram o limite superior teórico da série histórica de precipitações diárias para a cidade de Fortaleza (Figura 21), sendo classificadas como outliers. Os eventos ocorreram em 10 de fevereiro de 2024 (105,9 mm) (Evento 3), 19 de fevereiro de 2024 (47,6 mm) (Evento 5), 7 de março de 2024 (61,2 mm) (Evento 11), 15 de março de 2024 (46,6 mm) (Evento 16), 12 de maio de 2024 (51,4 mm) (Evento 45), 13 de maio de 2024 (84,4 mm) (Evento 45), 28 de maio de 2024 (57,0 mm) (Evento 49 e 50), 29 de maio de 2024 (57,4 mm) (Evento 50) e 30 de maio de 2024 (58,8 mm) (Evento 50).

A estrutura apresentou uma eficiência de retenção hídrica de 100% (sem a ocorrência de transbordamentos em 78% dos eventos monitorados. Para as alturas de charco de 35 cm, 25 cm e 15 cm, a eficiência de 100% ocorreria em 70%, 54% e 42% dos eventos, respectivamente.

O transbordamento da estrutura (Figura 21) foi identificado em 11 dos 50 eventos monitorados e a eficiência de retenção hídrica variou entre 52,5% e 100% com média de $97,6\% \pm 7,8\%$ (Média ponderada de 73,6%). Para as alturas de charco de 35 cm, 25 cm e 15 cm, ocorreria o transbordamento em 15, 23 e 29 eventos, respectivamente. Observa-se que a eficiência reduziria ligeiramente à medida que se diminuísse a altura disponível de charco com respectivas médias de $95,7\% \pm 9,8\%$, $91,4\% \pm 13,5\%$ e $83,7\% \pm 19,6\%$ (Médias ponderadas de: 70,4%, 64,5%, 55,7%), evidenciando a alta eficiência do sistema em diferentes níveis de armazenamento.

Figura 21 — Célula de biorretenção durante extravasamento no Evento 50 em 28/05/2024. $P_{TOTAL}=128,60$ mm/h; $I_{MED}=9,77$ mm/h; $t=3040$ min. e $t.=790$ min.)



Fonte: Autora (2024)

Durante o período monitorado, observou-se que 28 eventos de precipitação apresentaram valores de até 15 mm, o que representa a média da magnitude de precipitação diária nos dias chuvosos durante o primeiro semestre, com base na série história (Figura 18). A análise da eficiência média das quatro alturas de charco de 45 cm, 35 cm, 25 cm e 15 cm mostrou valores de 99,8%, 99,3%, 98,1% e 94,2%, respectivamente.

Os dados encontrados estão em consonância com os resultados de Tansar *et al.* (2023) e Zhang *et al.* (2020a), que identificaram a altura da camada de charco como um dos principais fatores que influenciam o desempenho e a eficiência de uma célula de biorretenção. Esses estudos destacam que a altura do charco afeta diretamente a eficácia geral do sistema. Entretanto, é importante ressaltar que a altura ideal da camada de charco é uma variável dependente de diversos fatores, incluindo a disponibilidade de área e a segurança dos transeuntes. Em situações em que o charco se encontra abaixo do nível da passagem, há um risco potencial de acidentes, especialmente em áreas urbanas com alta circulação de pedestres.

Para mitigar esse risco, recomenda-se a construção de charcos com alturas acima do terreno circundante, garantindo tanto a segurança pública quanto a funcionalidade do sistema.

É pertinente destacar que, além da altura do charco, a área do jardim de chuva exerce uma influência direta no desempenho do sistema. A expansão da área do jardim de chuva não apenas aumenta o volume de armazenamento superficial, mas também amplia a área disponível para infiltração. Esses fatores combinados contribuem para a eficiência do sistema na gestão de águas pluviais, potencializando a capacidade de retenção e infiltração e, conseqüentemente, mitigando os efeitos adversos do escoamento superficial. No estudo de Macedo *et al.* (2022), a área superficial de biorretenção mostrou correlação positiva com as eficiências de retenção de escoamento ($r = 0,48$) e atenuação do pico de fluxo ($r = 0,51$).

A estrutura de biorretenção demonstrou uma eficiência média comparável à relatada em outros estudos (Tabela 6). Essa observação sugere que, apesar das variações contextuais, o desempenho da estrutura avaliada está alinhado com as expectativas para sistemas de biorretenção bem projetados. Assim as disparidades no desempenho de biorretenção observadas na literatura são influenciadas por uma série de fatores, incluindo a composição e configuração estrutural do sistema, a metodologia de avaliação empregada e os padrões de precipitação locais, conferindo uma complexidade adicional ao comparar os resultados.

Tabela 6 — Eficiência de retenção do escoamento superficial média, número de eventos e altura de charco em diferentes estudos

Origem	Eficiência média	Número de Eventos	Altura de charco (cm)	Área do jardim (m²)	Precipitação anual Local
Burszta-Adamiak <i>et al.</i> (2023)	100,0%	81	30	7,6 m²	618 mm Polônia
Greksa <i>et al.</i> (2023)	100,0%	27	20	9,0 m²	605 mm Servia
Nissen <i>et al.</i> (2020)	96,0%	108	42	403 m²	1152 mm EUA
Sprakman <i>et al.</i> (2022)	93,3%	466	-	265,0 m²	- Canadá
Bortolini e Zanin (2018)	93,1%	77	0	32,0 m²	850 mm Itália
Gao <i>et al.</i> (2018)	92,3%	113	30	-	1090 mm China
Zhou e Guo (2022)	89,2%	354	30	161,0 m²	1168 mm EUA
Tang <i>et al.</i> (2015)	89,0%	28	-	30,0 m²	554 mm China
Hečková <i>et al.</i> (2022).	88,0%	17	30	9,6 m²	550 mm República Tcheca
Johnson <i>et al.</i> (2020)	78,0%	60	-	90,0 m²	1129 mm EUA
Wadzuk <i>et al.</i> (2015)	74,0%	154	-	405,0 m²	1266 mm

McGauley <i>et al.</i> (2023)	73,5%	1846	52	105,0 m ²	EUA 1300 mm EUA
Macedo <i>et al.</i> (2019)	65,0%	29	30	61,0 m ²	1361 mm Brasil
Davis <i>et al.</i> (2008)	59,0%	49	15	45,0 m ²	- EUA
Winston <i>et al.</i> (2016)	46,0%	50	40	79,0 m ²	- EUA
Este estudo	97,6%	50	45	4,2 m ²	1430 mm Brasil

Fonte: Autora (2024)

- Não informado

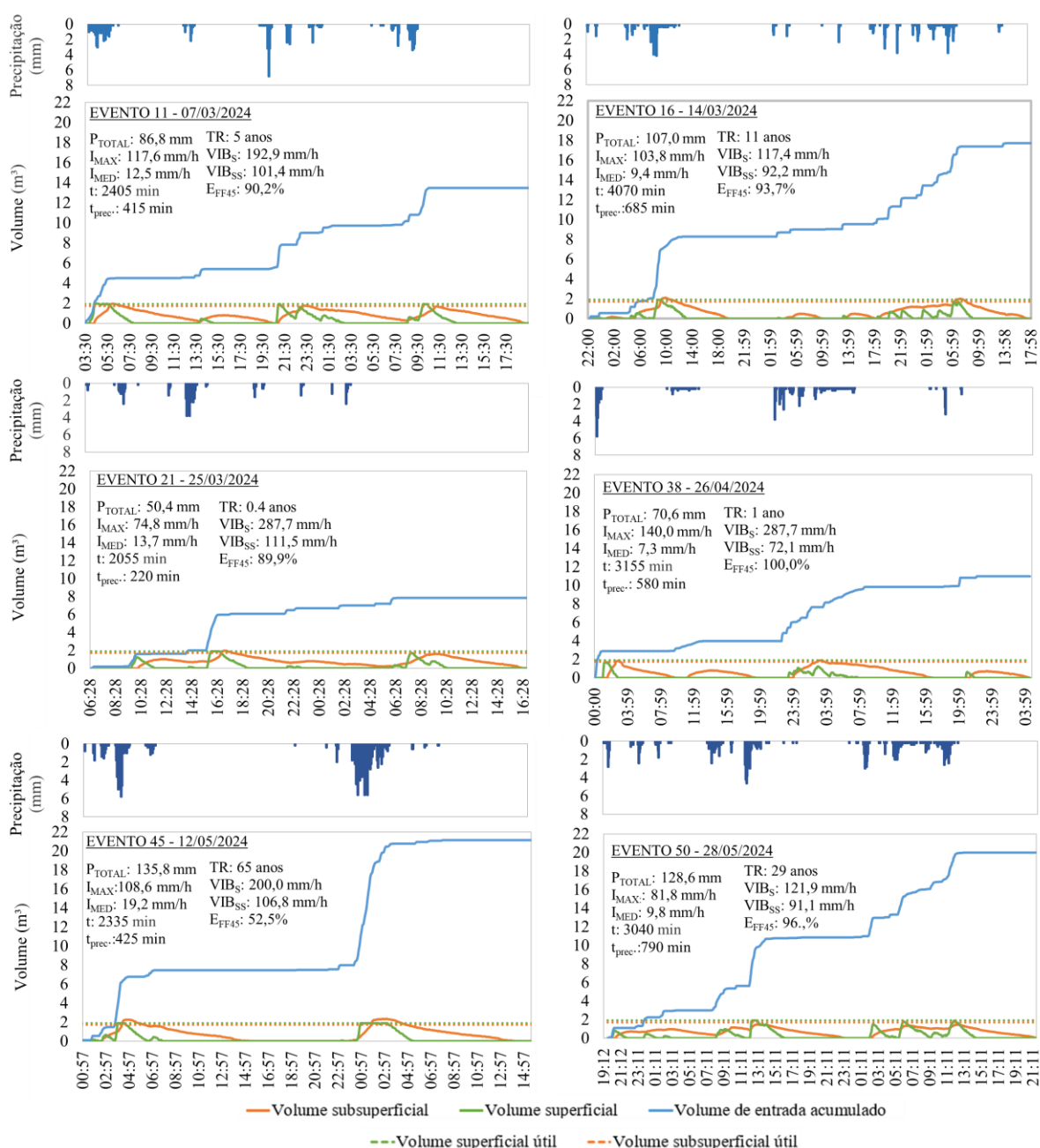
A capacidade de utilização (U) das camadas de armazenamento superficial e subsuperficial apresentou uma média de $47,8\% \pm 38,2\%$ (média ponderada de $78,3\%$) e $50,9\% \pm 39,2\%$ (média ponderada de $84,0\%$), respectivamente, e 44% dos eventos analisados apresentaram a lâmina interna de água dentro das camadas de brita e areia. Esses valores indicam que o sistema está operando dentro do desempenho projetado e foi adequadamente dimensionado para as condições pluviométricas locais. O estudo de Macedo *et al.* (2017) apresentou uma capacidade de utilização subsuperficial máxima de 20%, o que pode ser atribuído a baixa utilização da estrutura a partir da baixa infiltração na camada superficial do solo. O método de curva envelope também foi utilizado por Daniel Junior (2013), e foi considerada como uma medida conservadora que causaram uma superestimativa das dimensões. Contudo para esse trabalho somente a camada de brita foi considerada como uma camada de armazenamento, o que pode ter sido a causa deste superdimensionamento. Nesse trabalho, foram consideradas as camadas de charco, solo superficial, brita e areia como camadas de armazenamento.

Os resultados obtidos evidenciam a robustez do sistema de gerenciamento de águas pluviais implementado, demonstrando sua capacidade de manejar de forma eficiente eventos extremos de precipitação locais. Este fato é de particular relevância para a cidade de Fortaleza, que ainda depende majoritariamente de sistemas de drenagem tradicionais. A presença de outliers, embora significativa, não comprometeu a eficácia geral do sistema, que se mostrou bem adaptado às características hidrológicas da região. As médias de eficiência e capacidade de armazenamento sugerem que o sistema tem um desempenho confiável, validando o dimensionamento e as estratégias de gestão adotadas. Essas constatações são fundamentais para o planejamento urbano e a mitigação de riscos associados a eventos pluviométricos extremos, fornecendo uma base sólida para futuras melhorias no manejo das águas pluviais.

Na Figura 22 está representada a dinâmica hídrica da estrutura de biorretenção durante seis eventos de grande porte (Eventos 11, 16, 21, 38, 45 e 50). Os dados incluem volume de

entrada acumulado, volume superficial e subsuperficial, e magnitude de precipitação com uma resolução de série temporal de 5 minutos. A análise dos dados mostra que a eficiência da estrutura está vinculada à magnitude de precipitação, sendo que os picos dos volumes de armazenamento correspondem aos picos de precipitação. No entanto, outros fatores também influenciam esse desempenho, como a distribuição temporal e a intensidade das chuvas.

Figura 22 — Dinâmica hídrica do sistema em eventos de grande porte contendo volume de entrada (V_E), volume superficial e subsuperficial máximo ($V_{S, MAX}$) e ($V_{SS, MAX}$), volume extravasado (V_{EXT}), volume infiltrado (V_I) e altura de precipitação (P_{TOTAL}) em intervalos de 5 minutos



Fonte: Autora (2024)

Conforme também observado por Macedo *et al.* (2019) e Ferreira *et al.* (2017) a lâmina superficial de água ocorre antes da camada de armazenamento interna ser preenchida, isso se deve principalmente as altas vazões de entrada que tendem a ser superiores à taxa de infiltração do solo superficial, gerando, portanto, uma lâmina de água.

Em particular, o Evento 21, apesar de ter uma magnitude de precipitação de 50,4 mm, apresentou uma taxa de eficiência inferior aos Eventos 16, 38 e 50, que tiveram magnitudes de chuvas superiores. Esse resultado pode ser atribuído à alta intensidade do pico de precipitação ocorrido às 15h40min, quando precipitaram 24,6 mm em apenas 40 minutos. Nos outros eventos, embora a precipitação total tenha sido superior, ela ocorreu de forma mais distribuída ou foi seguida por períodos de precipitação reduzida, o que permitiu uma infiltração mais eficiente e mitigou os efeitos do escoamento superficial.

Adicionalmente, ao comparar os Eventos 45 e 50, que apresentaram magnitudes de precipitação similares de 135,8 mm e 128,6 mm, respectivamente, mas com distribuições e intensidades médias de precipitação distintas (19,2 mm/h e 9,7 mm/h), observa-se uma variação significativa na eficiência de retenção. No Evento 45, ocorreram dois picos de precipitação intensos, enquanto no Evento 50 a precipitação foi distribuída em cerca de sete picos menores. Essa distribuição mais homogênea no Evento 50 resultou em uma eficiência de retenção de volumes escoados significativamente superior.

Esses exemplos ilustram como a distribuição temporal e a intensidade das chuvas afetam a capacidade da estrutura de biorretenção de gerenciar o volume de entrada e minimizar o escoamento superficial. Uma precipitação distribuída de forma mais uniforme permite que a estrutura processe o volume de água de forma mais eficiente, evitando a sobrecarga do sistema e aumentando a infiltração.

Esses resultados têm implicações importantes para o projeto e a gestão de estruturas de biorretenção. Considerando a variabilidade nas intensidades e distribuições de precipitação, é importante que os projetos de biorretenção sejam adaptáveis e robustos o suficiente para lidar com eventos extremos e diferentes padrões de chuva. As inclusões de elementos de armazenamento temporário são fundamentais para aumentar a resiliência do sistema. Além disso, destaca-se a importância do monitoramento contínuo e da análise dos eventos de precipitação para melhor compreensão da dinâmica hidrológica das estruturas de biorretenção.

4.6 Análise estatística

A análise individual dos eventos dificulta a compreensão de como a biorretenção se comporta frente às condições antecedentes de umidade do solo, características e regimes de chuvas (MACEDO *et al.*, 2019). Na Figura 23 são apresentados os resultados da correlação de Spearman entre a eficiência de retenção de escoamento (E_{ff}) para cada altura de charco, a taxa de infiltração (VIB) e a capacidade de utilização da estrutura (U) com os parâmetros de altura de precipitação (P_{TOTAL}), intensidades máxima e média de precipitação (I_{MAX} e I_{MED}), tempo de retorno (T_R), duração da precipitação ($t.$), período seco anterior (PSA) e índice de precipitação antecedente (API_{30}).

Figura 23 — Correlações de Spearman entre diferentes parâmetros hidrológicos avaliados neste estudo. Precipitação total (P_{TOTAL}), intensidades máxima e média de precipitação (I_{MAX} e I_{MED}), índice de precipitação antecedente (API_{30}), período seco anterior (PSA), duração da precipitação ($t.$), eficiência de retenção de escoamento para as alturas de charco de 45 cm, 35 cm, 25 cm e 15 cm (E_{ff45} , E_{ff35} , E_{ff25} , E_{ff15}), capacidade de utilização superficial e subsuperficial (U_S e U_{SS}) e taxa de infiltração subsuperficial e superficial (VIB_{SS} e VIB_S)

	P_{total}	I_{max}	I_{med}	API_{30}	PDP	t_{prec}	T_R
E_{ff45}	-0,59 *	-0,44 **	-0,44 **	0,00	-0,01	-0,46 *	-0,62 *
E_{ff35}	-0,73 *	-0,52 *	-0,48 *	0,01	-0,05	-0,56 *	-0,75 *
E_{ff25}	-0,75 *	-0,62 *	-0,58 *	0,00	0,09	-0,56 *	-0,76 *
E_{ff15}	-0,78 *	-0,64 *	-0,66 *	-0,03	0,17	-0,57 *	-0,81 *
U_S	0,89 *	0,69 *	0,56 *	0,05	-0,06	0,69 *	0,90 *
U_{SS}	0,94 *	0,64 *	0,47 *	0,05	-0,10	0,78 *	0,92 *
VIB_{SS}	0,54 *	0,29	0,37 **	0,18	-0,21	0,26	0,55 *
VIB_S	0,22	0,19	0,32 **	0,09	-0,01	0,03	0,27

-1  +1

Significante ao nível de 0.01 *

Significante ao nível de 0.05 **

Fonte: Autora (2024)

As correlações dos parâmetros hidrológicos com a eficiência de retenção de escoamento são negativas, enquanto para as taxas de infiltração (VIB) e capacidade de utilização (U) foram observadas correlações positivas. Para as variáveis relacionadas à condição anterior de umidade do solo (API_{30} e PSA) verificou-se que não há correlações estatisticamente significativas.

Quanto à eficiência de retenção verificou-se que as variáveis relacionadas a características de precipitação apresentaram taxas de correlação ao nível de 95% de significância. A variável que apresentou maior influência sob a redução de escoamento foi o tempo de retorno (T_R), como também verificado por Macedo *et al.* (2022). O aumento do período de retorno do evento de precipitação faz com que a taxa de redução de escoamento diminua gradualmente (ZHANG *et al.*, 2020b).

Além do período de retorno (T_R) as variáveis que possuem a maiores coeficientes não lineares de correlação foram a magnitude de precipitação (P_{TOTAL}), seguido da intensidade média de precipitação (I_{MED}), intensidade máxima de precipitação (I_{MAX}) e duração da precipitação (t). Esses resultados ratificam que a magnitude de precipitação é mais importante que a intensidade de precipitação, comportamento semelhante ao observado por Macedo *et al.* (2019) para clima subtropical, com uma altura de charco de 30 cm, que indicou coeficiente para P_{TOTAL} , I_{MAX} e I_{MED} de respectivamente -0,62, -0,49 e -0,20. Observa-se ainda que a influência dos parâmetros sob a célula de biorretenção aumenta com a redução da altura de charco.

As chuvas de alta intensidade são a principal causa do transbordamento das estruturas de biorretenção, embora eventos de precipitação consecutivos também tenham sido responsáveis em alguns climas. O desempenho diminui, à medida que as áreas de biorretenção e a capacidade de infiltração se tornam menores e a lâmina precipitada aumenta (LAMMERS *et al.*, 2022).

Em relação à correlação com a capacidade de utilização da estrutura, percebe-se que as variáveis com maior coeficiente de correlação são a magnitude de precipitação (P_{TOTAL}) e o período de retorno (T_R). Destaca-se que as variáveis P_{TOTAL} , t , e T_R tiveram maior influência no nível subsuperficial do que no nível superficial, enquanto os parâmetros I_{MAX} e I_{MED} apresentaram comportamento inverso. Em tempo, as correlações com a taxa de infiltração subsuperficial (VIBss) possuem um maior coeficiente não linear do que com a taxa de infiltração superficial (VIBs), indicando que os parâmetros hidrológicos possuem uma maior influência sobre o nível subsuperficial.

O teste de Mann-Kendall, em conjunto com a inclinação de Sen, não permitiu identificar tendências significativas de decréscimo das taxas de Volume de Infiltração Básica (VIB), tanto superficiais quanto subsuperficiais. A ausência de tendências significativas indica estabilidade

nas taxas de VIB, sugerindo que o sistema está operando conforme o esperado, sem sinais de degradação funcional ou colmatção.

Spraakman e Drake (2021) indicaram que há evidências de que os sistemas de biorretenção continuarão a funcionar bem, do ponto de vista hidrológico, por até 10 anos, dada a idade do local mais antigo do estudo, em que foram analisadas 22 células de biorretenção com diferentes configurações. Os autores indicaram ainda que as taxas de infiltração do solo superficial permaneceram altas ao longo do tempo e aumentaram em seis das nove áreas monitoradas.

Nestes contextos, é recomendável o monitoramento contínuo das taxas de infiltração para detectar precocemente sinais de colmatção nas camadas internas. A manutenção da integridade do sistema ao longo do tempo é relevante, visto que a colmatção pode comprometer a eficiência das estruturas de infiltração, reduzindo a taxa de infiltração ao longo do tempo. O monitoramento contínuo das taxas de VIB permite a identificação precoce de qualquer tendência de colmatção, possibilitando a implementação de medidas corretivas antes que a funcionalidade do sistema seja comprometida. A adoção dessas práticas contribui para a sustentabilidade e a longevidade das estruturas de infiltração, garantindo sua eficácia a longo prazo.

4.7 Modelagem

4.7.1 Análise do desempenho do modelo

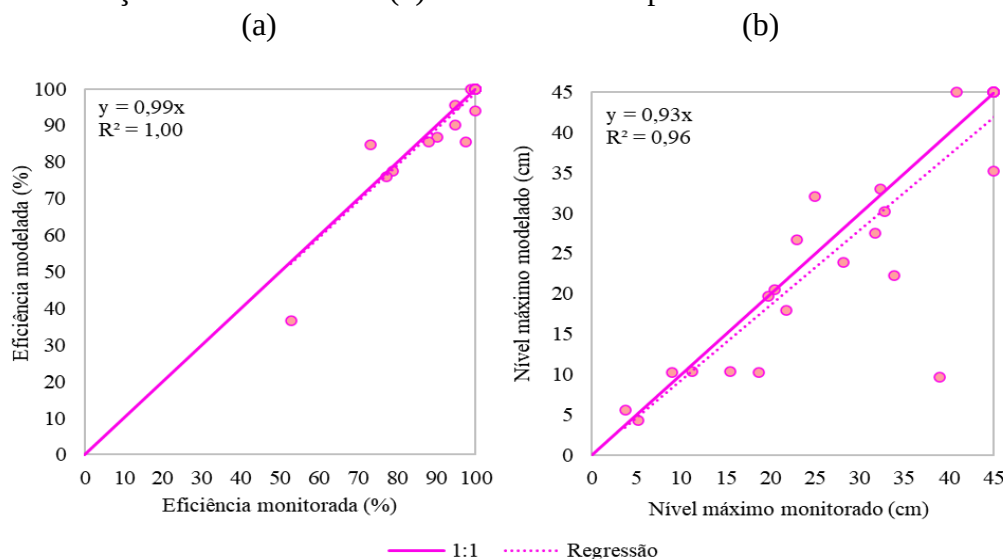
Para o modelo executado, foram realizadas calibração e validação, simulando cenários com base em série de precipitações naturais incluindo eventos de pequeno e grande porte.

O modelo calibrado produziu bons valores de NSE, RMSE e R^2 , respectivamente, 0,81, 4,71% e 1,00 para a eficiência (E_{ff}) e 0,93, 6,89 cm e 0,96 para o nível máximo superficial ($H_{45S,MAX}$). Esses valores sugerem um bom desempenho do modelo ao comparar os dados monitorados e modelados (Figura 24).

Estudos de Bond *et al.* (2021), Peng e Stovin (2017), Rosa *et al.* (2015), Yu *et al.* (2023) consideraram valores de NSE acima de 0,5 como satisfatórios para estudos hidrológicos.

Os valores médios obtidos de NSE e R^2 para $H_{45S,MAX}$ foram da mesma ordem de grandeza dos encontrados por Wang *et al.* (2019), através do modelo numérico RECARGA de 0,86 e 0,88, respectivamente. Já Wang *et al.* (2024) utilizaram o SWMM e obtiveram NSE = 0,98 e RMSE = 0,02 para a taxa de eficiência de redução de escoamento.

Figura 24 — Dispersão dos valores observados e simulados para (a) eficiência de retenção de escoamento e (b) nível máximo superficial.



Fonte: Autora (2024)

O estudo de Yu *et al.* (2023) simulou a taxa de extravasamento para avaliar o desempenho hidrológico de um sistema de biorretenção e obteve valores de NSE de 0,70 para um modelo ecohidrológico calibrado. Mabrouk *et al.* (2023) simularam a influência de dispositivos de baixo impacto para estimar a eficiência dessas estruturas utilizando a LID *Treatment Train Tool* (LID TTT) e apresentaram NSE, R^2 e RMSE de 0,97, 0,91 e 0,31, respectivamente.

Portanto, observa-se que apesar da utilização de uma abordagem simplificada, o modelo desenvolvido demonstrou desempenho comparável ao de modelos mais complexos, evidenciando a robustez e a eficácia de sua aplicação. Essa simplicidade operacional não compromete a acurácia ou a eficiência do modelo, tornando-o uma ferramenta viável e justificada para a análise do desempenho de estruturas de biorretenção. A escolha por um modelo mais parcimonioso, tendo poucos parâmetros de entrada, pode ser particularmente vantajosa em cenários onde a agilidade e a facilidade de aplicação são necessárias, sem sacrificar a precisão dos resultados.

Durante a análise dos eventos de precipitação em que não ocorre transbordamento, constatou-se que a eficiência do sistema tende a manter-se constante em 100%, enquanto, nos eventos de transbordamento, o nível superficial máximo atinge um estado de estabilização. Em razão dessas observações, tornou-se essencial realizar uma análise separada do comportamento do sistema para cada tipo de evento, visando capturar com maior precisão as dinâmicas hidrológicas envolvidas.

Para os eventos em que houve transbordamento, o NSE da eficiência de retenção hídrica foi de 0,68, com um RMSE de 4,59%, indicando que o modelo captura de forma razoável a variabilidade observada na eficiência do sistema durante esses eventos. Por outro lado, para os eventos de precipitação com transbordamento da estrutura, o NSE do nível superficial foi de 0,91, com um RMSE de 6,63 cm, sugerindo que o modelo tem um desempenho ainda mais robusto na simulação do nível superficial máximo em condições de drenagem.

Esses resultados indicam que o modelo apresenta um desempenho satisfatório em ambas as condições, sendo capaz de reproduzir adequadamente os processos hidrológicos associados a eventos de transbordamento. No entanto, a diferença nos índices de NSE e RMSE entre as duas condições sugere que o modelo pode ser mais sensível a variações nos parâmetros durante eventos de transbordamento para estimativa de eficiência, exigindo, possivelmente ajustes adicionais para melhorar a precisão das simulações em cenários específicos ou incerteza nos dados de entrada. Sun *et al.* (2019) relatam que alguns erros de modelagem podem ser causados por uma discrepância entre a precipitação real e a registrada.

Para testar a habilidade do modelo em prever a variação do nível superficial em uma resolução temporal de 5 minutos, os valores de saída do modelo foram comparados aos valores medidos. As medidas de P_{TOTAL} variaram de 3,0 mm a 135,8 mm, englobando, portanto, eventos de pequeno e grande porte. O modelo calibrado apresentou desempenho satisfatório com NSE, RMSE e R^2 médios de $0,67 \pm 0,26$, $4,5 \pm 3,1$ cm e $0,83 \pm 0,18$ (Figura 24).

A aplicação do modelo refinado, utilizando os valores individuais das taxas de infiltração obtidos para cada evento, apresentou uma precisão superior em relação à comparação dos valores simulados e monitorados de H_{S45} , com valores médios de $NSE=0,78 \pm 0,28$, $R^2=0,90 \pm 0,06$ e $RMSE=3,56 \pm 2,02$ cm.

Contudo, ao comparar os valores de E_{ff} e $H_{S45,MAX}$ simulados e observados, nota-se que o refinamento dos parâmetros de entrada não afetou significativamente o desempenho do modelo em comparação com o obtido usando valores médios como parâmetro de entrada (Figura 24), com valores de NSE e RMSE de 0,90 e 3,60% para a eficiência e 0,94 e 3,19 cm para o nível máximo superficial. Na Figura 25 mostra-se os valores de R^2 para essa análise.

Tabela 7 — Comparação de valores simulados e monitorados de nível máximo ($H_{S45,MAX}$) e eficiência (E_{ff}) e os respectivos valores de avaliação do modelo de NSE, R^2 e RMSE para os valores de H_{S45} .

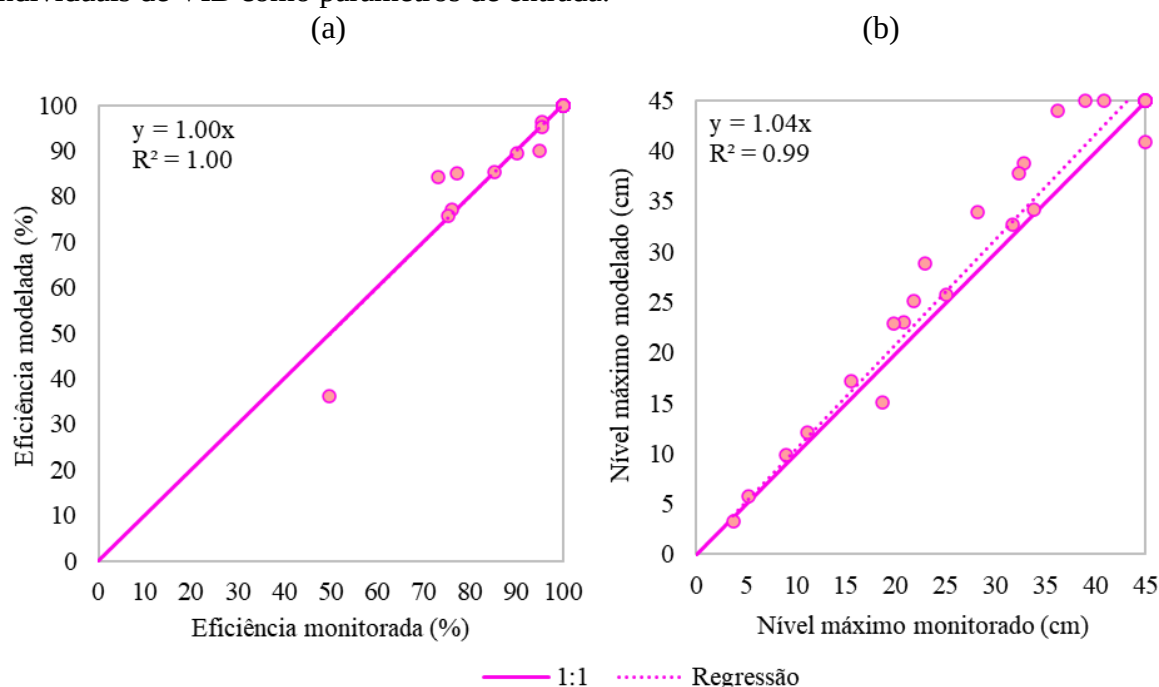
Evento/Data	Monitorado				Modelado					
	P _{TOTAL} (mm)	VIB (mm/h)	H _{S45,MAX} (cm)	E _{ff}	E _{ff}	H _{S45,MAX} (cm)	R ²	NSE	RMSE	
1 04/jan	3,0	58,7	3,7	100,0	100,0	5,5	0,88	0,70	1,1	
2 26/fev	19,6	161,0	28,1	100,0	100,0	23,9	0,98	0,96	2,9	
3 27/fev	30,0	146,9	38,9	100,0	100,0	9,6	0,39	0,17	13,8	
4 04/mar	19,0	234,8	45,0	97,4	85,3	45,0	0,90	0,81	8,8	
5 05/mar	9,8	180,8	25,0	100,0	100,0	32,2	0,94	0,66	4,9	
6 07/mar	86,8	192,8	45,0	90,2	86,7	45,0	0,92	0,86	5,3	
7 10/mar	14,8	186,2	45,0	98,4	94,6	45,0	0,98	0,92	3,9	
8 12/mar	25,2	186,2	45,0	73,1	84,7	45,0	0,98	0,94	3,7	
9 13/mar	13,6	132,6	15,5	100,0	100,0	10,3	0,75	0,08	4,4	
10 14/mar	107	117,39	45,0	87,9	85,5	45,0	0,92	0,90	3,2	
11 19/mar	40,6	185,95	45,0	94,8	95,4	45,0	0,92	0,81	7,3	
12 25/mar	50,4	287,7	45,0	78,9	77,4	45,0	0,94	0,93	2,9	
13 27/mar	21,8	161,0	18,7	100,0	100,0	10,2	0,64	0,06	6,5	
14 2/abr	26,0	225,0	45,0	77,2	75,9	45,0	0,87	0,50	12,8	
15 4/abr	16,4	152,3	31,7	100,0	100,0	27,5	0,94	0,89	3,0	
16 6/abr	15,0	248,9	22,9	100,0	100,0	26,6	0,77	0,38	5,6	
17 10/abr	14,2	186,3	21,7	100,0	100,0	18,0	0,95	0,93	0,1	
18 14/abr	14,4	178,0	20,5	100,0	100,0	20,4	0,92	0,84	3,9	
19 15/abr	7,4	135,0	9,0	100,0	100,0	10,3	0,71	0,64	1,2	
20 16/abr	17,0	169,0	33,8	100,0	100,0	22,2	0,91	0,79	3,6	
21 20/abr	13,8	182,3	19,7	100,0	100,0	19,7	0,84	0,76	2,5	
22 26/abr	70,6	287,7	40,8	100,0	94,0	45,0	0,61	0,61	4,8	
23 28/abr	11,6	231,5	32,8	100,0	100,0	30,2	0,99	0,96	2,5	
24 30/abr	28,0	117,6	32,3	100,0	100,0	33,0	0,83	0,53	4,6	
25 1/mai	4,6	125,0	5,21	100,0	100,0	4,3	0,25	-0,49	2,9	
26 3/mai	8,4	161,8	11,17	100,0	100,0	10,3	0,70	0,82	1,6	
27 12/mai	135,8	200,00	45	52,8	36,6	45,0	0,90	0,86	5,7	
28 28/mai	128,6	121,9	45	94,9	90,2	45,0	0,96	0,90	3,8	
Média	35,6	176,9	30,8	94,5	93,3	28,3	0,83	0,67	4,5	
Desvio padrão	37,2	50,8	13,7	11,0	13,4	14,6	0,18	0,33	3,1	

Fonte: Autora (2024)

Observou-se que o modelo é consideravelmente prejudicado ao tentar simular uma série temporal de alta resolução da precipitação, uma vez que o volume de infiltração se torna superestimado. O mesmo comportamento foi observado por Lisenbee *et al.* (2022) nos modelos DRAINMOD-*Urban* e SWMM LID *module*. Portanto, caso os dados de precipitação

não estejam disponíveis, sugere-se a aplicação de alguma técnica de discretização da precipitação. É válido ressaltar que a resolução temporal a ser adotada no modelo deve ser compatível com a duração do evento de precipitação e a forma como o mesmo se distribui no tempo para uma melhor assertividade do modelo.

Figura 25 — Dispersão dos valores observados e simulados para (a) eficiência de redução de escoamento e (b) nível máximo superficial, para a modelagem refinada com valores individuais de VIB como parâmetros de entrada.



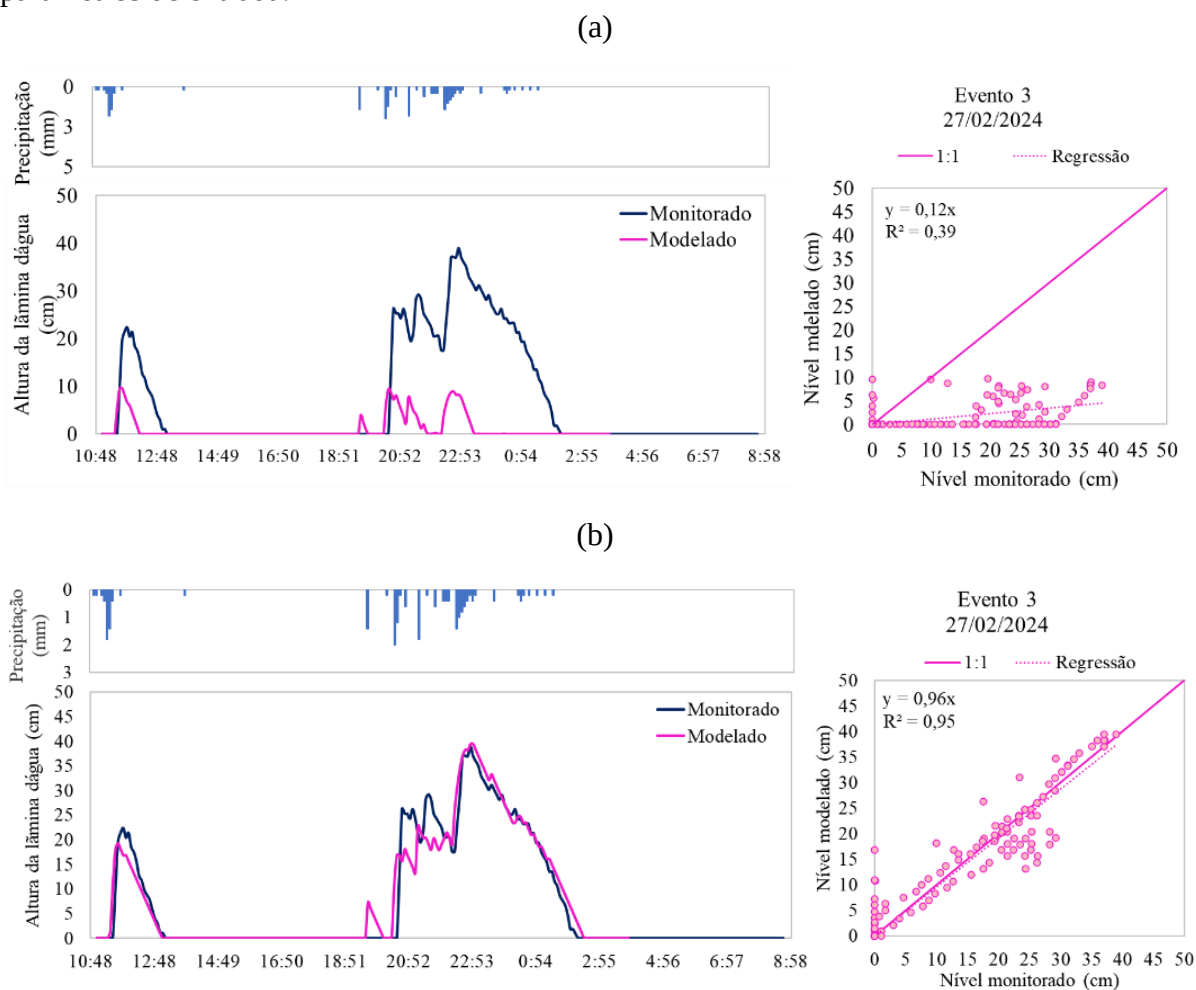
Fonte: Autora (2024)

O nível superficial máximo médio ($28,6 \pm 14,8$ cm) para os 28 eventos é compatível aos valores medidos ($26,0 \pm 12,3$ cm), com superestimação de 10% da média. Esses valores foram semelhantes aos encontrados por Wang *et al.* (2019) através do modelo numérico RECARGA, que obteve um valor de nível superficial máximo médio simulado e medido de respectivamente $25,3 \pm 11,8$ cm e $26 \pm 16,4$ cm, com subestimação de 3% da média. No entanto, os autores enfatizam que no período entre monções, que é característico da região alvo deste estudo, são mais frequentes casos de superestimações.

Embora o modelo tenha produzido resultados globalmente positivos ($NSE = 0,67$), alguns eventos apresentaram valores de NSE insatisfatórios. Esse fato pode ser atribuído a diversos fatores, como a taxa de infiltração (VIB), que apresentam grandes desvios em relação à média utilizada, como foi o caso dos eventos 3 ($NSE = 0,17$; $RMSE = 13,8$ cm e $R^2 = 0,39$), 9 ($NSE = 0,17$; $RMSE = 4,4$ cm e $R^2 = 0,75$) e 16 ($NSE = 0,38$; $RMSE = 5,6$ cm e $R^2 = 0,78$).

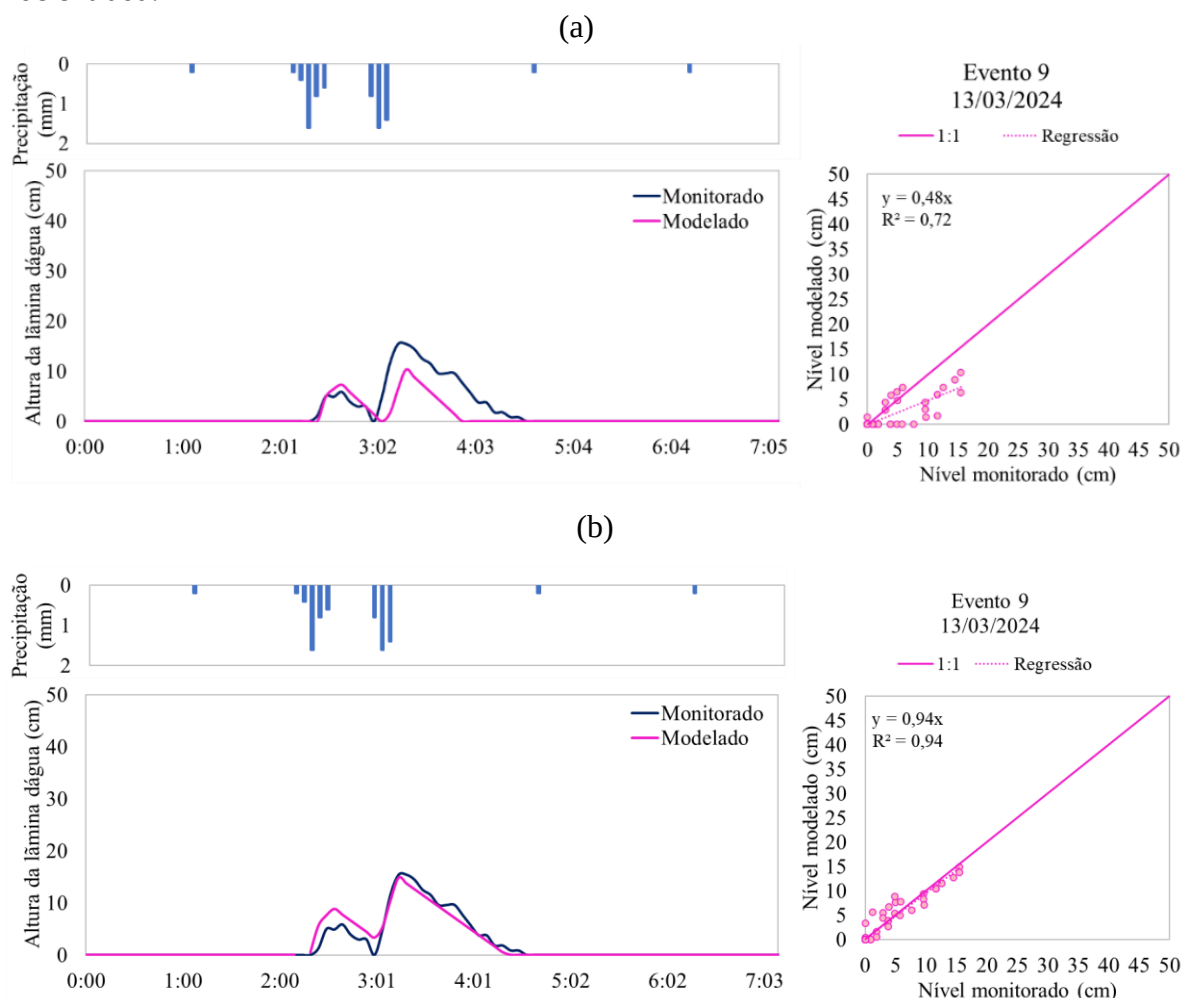
Em comparação a modelagem refinada com os valores de VIB obtidos para cada evento apresentou um bom desempenho tanto para o evento 3 ($NSE = 0,95$; $RMSE = 3,41$ cm e $R^2 = 0,95$) (Figura 26) quanto para o evento 9 ($NSE = 0,62$; $RMSE = 2,96$ cm e $R^2 = 0,93$) (Figura 27) e evento 16 ($NSE = 0,73$; $RMSE = 3,69$ cm e $R^2 = 0,83$) (Figura 28).

Figura 26 — Comparação da dinâmica hidrológica e dispersão entre os valores medidos e modelados para o Evento 3: (a) Modelagem com a média dos valores de VIB como parâmetros de entrada; (b) Modelagem refinada com valores individuais de VIB como parâmetros de entrada.



Fonte: Autora (2024)

Figura 27 — Comparação da dinâmica hidrológica e dispersão entre os valores medidos e modelados para o Evento 9: (a) Modelagem com a média dos valores de VIB como parâmetros de entrada; (b) Modelagem com valores individuais de VIB como parâmetros de entrada.



Fonte: Autora (2024)

Ademais, a análise de correlação de Pearson revelou que os valores de NSE na análise de variação de nível superficial, tendem a ser estatisticamente mais baixos ($r = 0,57$; $p < 0,01$) para eventos com níveis superficiais menores, o que resultou em valores de NSE abaixo do adequado, conforme observado nos eventos 25 (NSE = -0,48; RMSE = 2,9 cm e $R^2 = 0,25$).

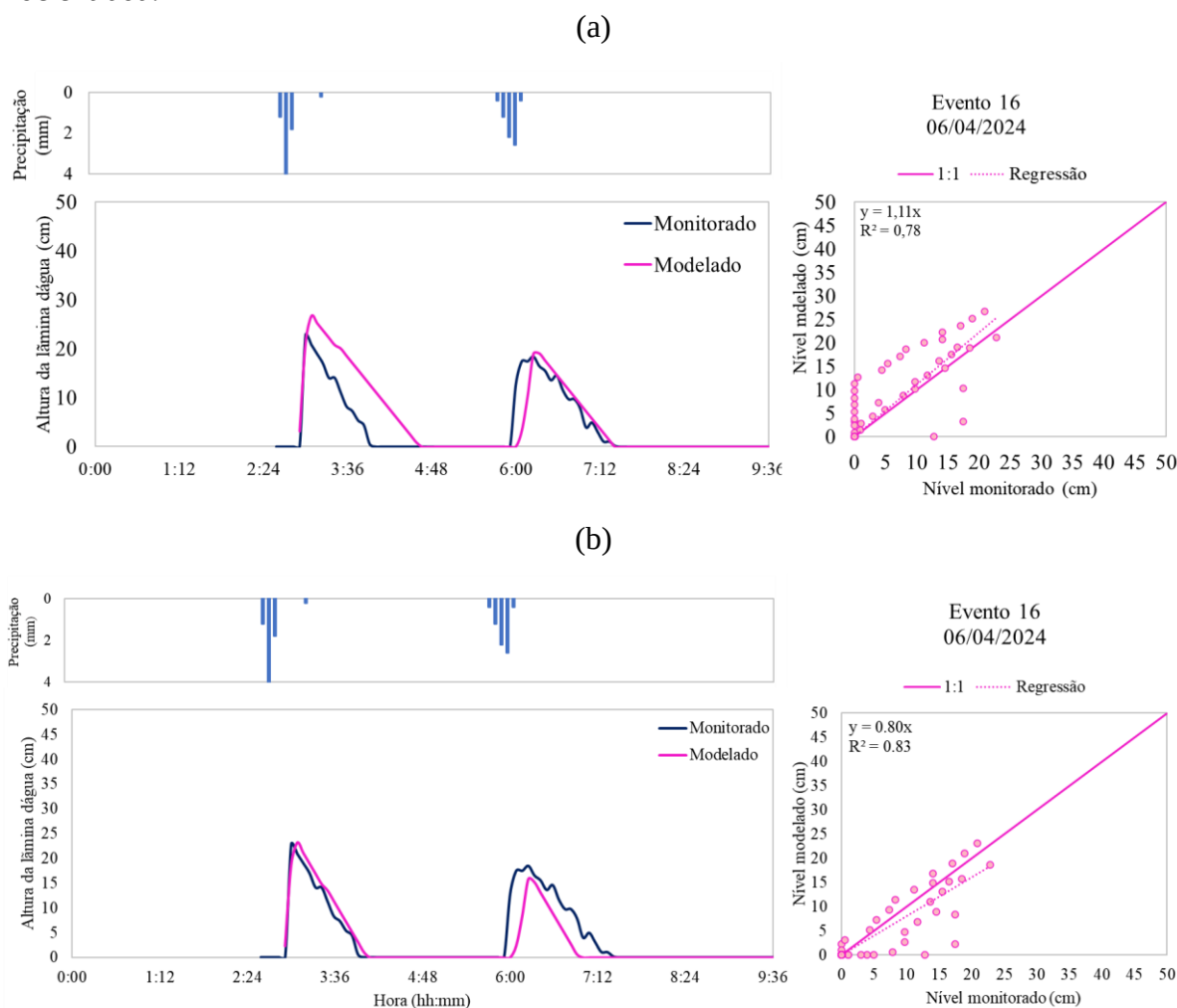
Esses pequenos eventos apresentam baixas lâminas de precipitação, próximas aos limites de detecção dos aparelhos, o que aumenta a probabilidade de erros de medição e a dificuldade de predição do modelo, também tendem a ocorrer em curtos intervalos de tempo, portanto são incompatíveis com a resolução temporal de 5 minutos utilizada.

Isso provavelmente está relacionado ao fato de que, em eventos menores, as leituras tendem a estar muito próximas dos limites de detecção dos aparelhos utilizados, o que aumenta

a probabilidade de erros de medição e a dificuldade de predição do modelo. Nesses eventos, mesmo com a modelagem refinada, o desempenho se revelou insatisfatório.

Os resultados indicam que o modelo não foi adequado para a análise de todos os eventos de pequeno porte. No entanto, ele demonstra um bom desempenho em eventos de grande magnitude, frequentemente utilizados para testar a eficiência e o comportamento das células de biorretenção. A análise do comportamento do nível superficial é particularmente útil para o projeto de células de biorretenção, permitindo o correto dimensionamento da área e das alturas de charco com base em chuvas de projeto ou eventos críticos.

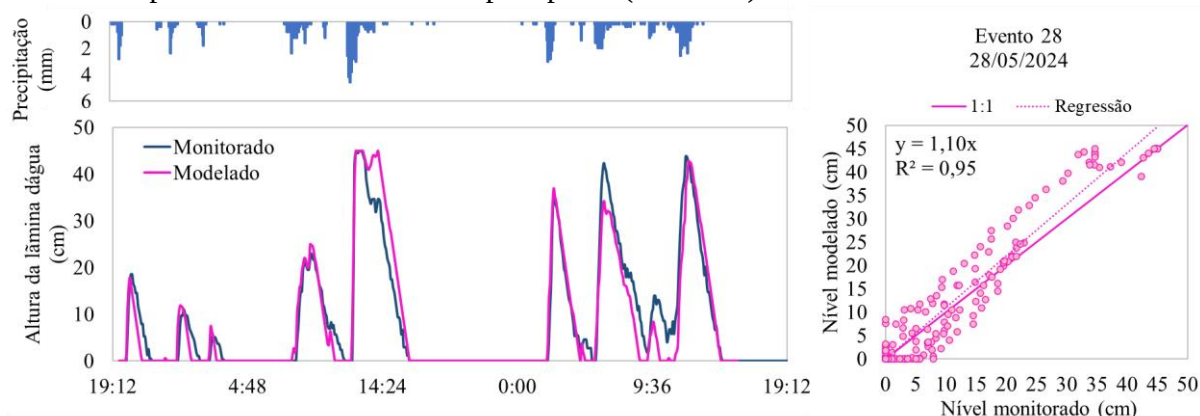
Figura 28 — Comparação da dinâmica hidrológica e dispersão entre os valores medidos e modelados para o Evento 16: (a) Modelagem com a média dos valores de VIB como parâmetros de entrada; (b) Modelagem com valores individuais de VIB como parâmetros de entrada.



Fonte: Autora (2024)

A modelagem realizada por Bond *et al.* (2021) utilizando o SWMM apresentou um NSE de 0,64, valor semelhante ao encontrado neste estudo. Porém, dos 47 eventos medidos, 35 apresentaram extravasamento, mas apenas 6 foram simulados pelo modelo. Este erro foi observado em eventos de longa duração e com múltiplos picos consecutivos. Tal limitação não foi observada no modelo apresentado neste estudo, incluindo aqueles com múltiplos picos, como o evento 28 (NSE = 0,90; RMSE = 3,8 cm e $R^2 = 0,95$) apresentado na Figura 29.

Figura 29 — Comparação da dinâmica hidrológica e dispersão entre os valores medidos e modelados para um evento com múltiplos picos (Evento 3).



Fonte: Autora (2024)

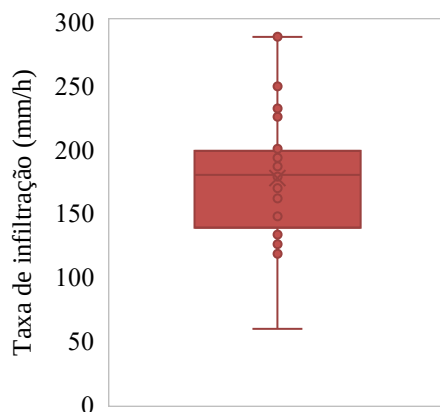
De forma similar, Lisenbee *et al.* (2020) identificaram deficiências na modelagem de extravasamento no modelo DRAINMOD-Urban. Este modelo apresentou um NSE de 0,60 para os valores de drenagem, mas mostrou-se insatisfatório para os valores de extravasamento, com um NSE de -0,1.

O modelo físico de Bonneau *et al.* (2021) apresentou um bom desempenho para replicar as taxas de saída de água dentro da célula de biorretenção (NSE=0,75). No entanto, houve uma discrepância entre os valores dos níveis de água observados e simulados.

4.7.2 Análise de sensibilidade

A análise da sensibilidade do modelo hidrológico foi testada para os valores de taxa de infiltração de 71 mm/h, 106 mm/h, 142 mm/h, 212 mm/h, 248 mm/h e 283 mm/h. Os limites foram determinados com base nos valores máximos e mínimos observados de taxa de infiltração (Figura 30).

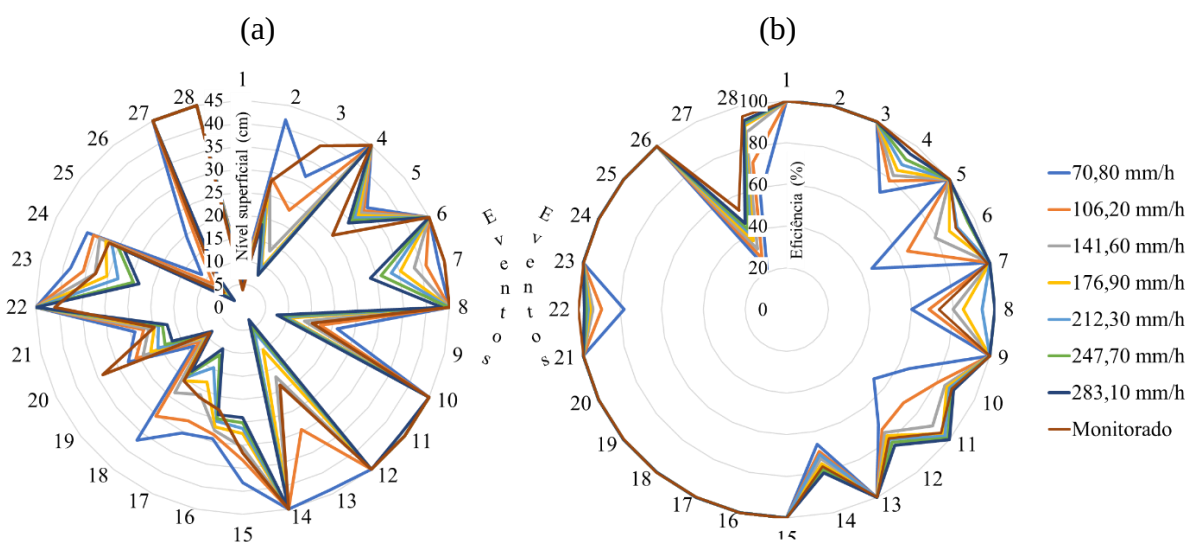
Figura 30 —Taxa infiltração medida por evento.



Fonte: Autora (2024)

Os valores de eficiência e nível máximo superficial obtidos através do modelo estão apresentados na Figura 31. O desvio padrão médio foi de $3,8 \pm 6,1\%$ para a eficiência de retenção de escoamento e $3,3 \pm 3,7$ cm para o nível máximo superficial.

Figura 31 —Variação, para os 28 eventos monitorados, do nível superficial máximo (a) e da eficiência (b) para diferentes taxas de infiltração como parâmetro de entrada



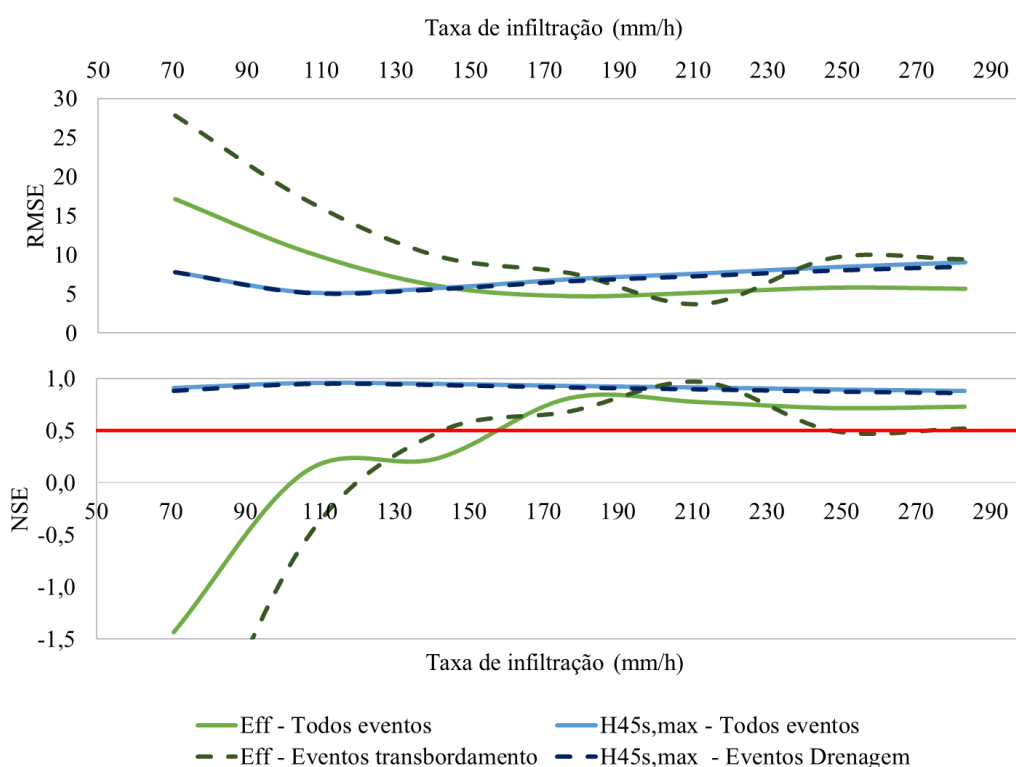
Fonte: Autora (2024)

A permeabilidade média do solo foi identificada como um parâmetro importante, influenciando diretamente o volume de escoamento modelado e a eficiência do sistema. Solos com maior permeabilidade promovem uma maior infiltração, reduzindo assim o escoamento superficial e melhorando o desempenho da célula de biorretenção (ZHANG *et al.*, 2021). Essa

relação reforça a necessidade de uma caracterização precisa da permeabilidade do solo no processo de modelagem, visando a obtenção de resultados mais confiáveis e representativos das condições reais do terreno.

A variação da taxa de infiltração indicou um comportamento heterogêneo na simulação da eficiência de retenção de escoamento. Para taxas de infiltração inferiores à média ($VIB < 177 \text{ mm/h}$), o modelo apresentou desempenho insatisfatório, com coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) variando entre -1,43 e 0,24 (Figura 32). Essa baixa performance sugere que o modelo subestima significativamente o escoamento superficial nessas condições. Desta forma recomenda-se evitar metodologias de determinação da taxa de infiltração do solo que tendem a subestimar esse parâmetro ao utilizar este modelo.

Figura 32 — Análise de sensibilidade do modelo, erro quadrado médio (RMSE) e a eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), com base na variação da taxa de infiltração como parâmetro de entrada para todos os eventos analisados e considerando apenas os eventos de drenagem exclusiva para análise do nível superficial máximo ($H_{S45,max}$) e eventos de transbordamento para a eficiência (E_{ff}).



Fonte: Autora (2024)

A eficiência do modelo na simulação dos eventos de transbordamento apresentou maior variabilidade, com coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE) variando entre -3,18 e 0,97 e erro quadrático médio (RMSE) entre 27,81% e 3,73%. O melhor desempenho foi observado

com uma taxa de infiltração de 212 mm/h, enquanto os cenários com 71 mm/h, 106 mm/h e 142 mm/h apresentaram NSE inferior a 0,5 (Figura 32). Esses resultados evidenciam a dificuldade do modelo em simular adequadamente os processos hidrológicos associados aos eventos de transbordamento em condições em que as taxas de infiltração estão subestimadas.

Entretanto, para taxas de infiltração superiores à média ($VIB > 177$ mm/h), o modelo mostrou-se mais robusto, com NSE entre 0,73 e 0,78, indicando boa concordância entre os dados simulados e observados. A análise do erro quadrático médio (RMSE) corroborou esses resultados, apresentando valores menores para as taxas de infiltração mais elevadas.

Por outro lado, a simulação dos níveis máximos superficiais mostrou-se menos sensível à variação da taxa de infiltração no intervalo analisado. Os valores de NSE oscilaram entre 0,88 e 0,96, e o RMSE entre 5,17 cm e 9,08 cm, indicando uma boa capacidade do modelo em reproduzir esses valores, independentemente da taxa de infiltração adotada.

A análise individualizada dos eventos de transbordamento e de drenagem exclusiva revelou uma homogeneidade no desempenho do modelo hidrológico. Nos eventos de drenagem, o desvio padrão médio do nível superficial foi de $4,8 \pm 3,7$ cm, indicando menor variabilidade em relação à eficiência dos eventos de transbordamento, cujo desvio padrão médio foi de $10,0 \pm 6,2\%$.

A simulação dos níveis máximos superficiais nos eventos de drenagem exclusiva apresentou um comportamento similar ao observado na análise geral, com NSE e RMSE variando entre 0,86 e 0,95 e 5,12 cm e 8,52 cm, respectivamente. Essa consistência sugere que o modelo captura de forma satisfatória os processos dominantes nos eventos de drenagem.

Assim, observa-se que é possível alcançar um desempenho satisfatório utilizando um modelo parcimonioso, caracterizado por poucos parâmetros de entrada de fácil obtenção. Esse modelo demonstra potencial para ser uma ferramenta eficaz de apoio à tomada de decisão por parte de gestores, tanto na avaliação de jardins de chuva já implementados através da verificação da adequação da taxa de infiltração e da eficiência do sistema em relação a eventos de precipitação garantindo a eficácia e a sustentabilidade do sistema.

4.8 Análise estatística do desenvolvimento da vegetação

A análise foi conduzida para os valores médios de taxa de crescimento para as 16 medições realizadas (N) de cada espécie separadamente. Análise descritiva dos dados coletados é apresentada na Tabela 8 com resultados de p-valor obtidos nos testes de Shapiro-Wilk que possibilitaram verificar a normalidade da distribuição dos dados e nos testes Mann-

Whitney que permitiram a comparação dos valores de crescimento entre as espécies do jardim de chuva e do jardim controle. Já, as medidas de diâmetro das espécies selecionadas não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre o jardim de chuva e o jardim controle tradicional.

A análise comparativa das taxas de crescimento demonstra que as espécies *Ruellia simplex* e *Sansevieria trifasciata* foram beneficiadas pela estrutura de biorretenção, enquanto *Dracaena reflexa* e *Chlorophytum comosum* mantiveram um desempenho consistente em ambos os ambientes.

Tabela 8 — Análise estatística das taxas de crescimento vegetal monitoradas, comparativo entre jardins de chuva e controle

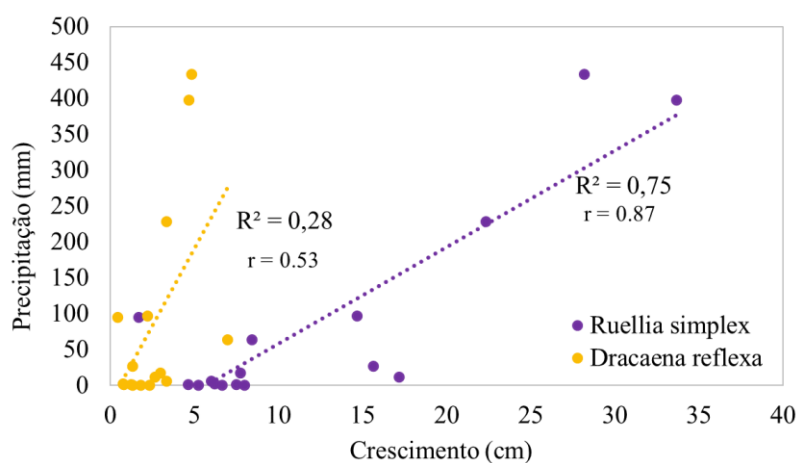
Espécie	Parâmetro	Jardim	Média (mm/dia)	N	SD	Shapiro-Wilk (p-valor)	Mann-Whitney (p-valor)
<i>Ruellia simplex</i>	Altura	Chuva	4,96	16	2,21	0,01	<0,01
		Controle	3,19	16	2,13	0,07	
	Diâmetro	Chuva	0,04	16	0,05	<0,01	0,38
		Controle	0,03	16	0,03	<0,01	
<i>Dracaena reflexa</i>	Altura	Chuva	1,19	16	0,73	0,04	0,10
		Controle	1,03	16	1,11	0,36	
	Diâmetro	Chuva	0,01	16	0,01	<0,01	0,29
		Controle	0,01	16	0,02	<0,01	
<i>Chlorophytum comosum</i>	Altura	Chuva	0,46	16	0,59	<0,01	0,46
		Controle	0,27	16	0,28	0,05	
<i>Sansevieria trifasciata</i>	Altura	Chuva	0,79	16	0,79	0,01	<0,01
		Controle	0,31	16	0,42	<0,01	

Fonte: Autora (2024)

SD= Desvio Padrão/ N=número de medições

Os coeficientes de Pearson obtidos mostraram correlação positiva e estatisticamente significativa entre a magnitude de precipitação e o crescimento da *Ruellia simplex* ($r = 0,86$; $R^2=0,75$) e da *Dracaena reflexa* ($r = 0,53$; $R^2= 0,28$) (Figura 33). Não foi possível identificar correlações estatisticamente significantes para *Sansevieria trifasciata* e *Chlorophytum comosum*. Gadi *et al.* (2019) concluíram que a taxa de crescimento das espécies estudadas depende principalmente da magnitude de precipitação, contudo também não foi identificada uma correlação entre esse parâmetro e a densidade de relva em seu estudo.

Figura 33 — Gráfico de correlação entre o crescimento das espécies *Ruellia simplex* e *Dracaena reflexa* e a precipitação.



Fonte: Autora (2024)

Esses resultados ressaltam a adaptabilidade das espécies selecionadas à estrutura de biorretenção. O crescimento superior da *Ruellia simplex* e *Sansevieria trifasciata* no jardim de chuva pode ser atribuído à maior disponibilidade hídrica, mesmo em períodos de estiagem. Devido ao escoamento advindo da área de contribuição, o solo no jardim de chuva permanece visualmente úmido por mais tempo. Esse fato também foi observado por Greksa *et al.* (2023), que analisou níveis de umidade do solo em jardins de chuva e verificou que estes retêm umidade durante muito tempo, o que é um fator preferível do ponto de vista do crescimento e suporte da vegetação. Este fator é particularmente vantajoso para plantas em locais públicos sem irrigação frequente, contribuindo significativamente para a promoção de áreas verdes em zonas urbanas.

4.8.1 Análise do comportamento de crescimento da vegetação

Para uma análise abrangente do comportamento da vegetação ao longo do ano hidrológico, foi realizado um monitoramento do crescimento das plantas.

De acordo com dados dos últimos cinco anos (2019-2024) da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME), localizada em Fortaleza, Brasil (Longitude -38,44; Latitude -3,76), observa-se que a cidade de Fortaleza apresenta temperaturas relativamente estáveis ao longo do ano, com variações pouco significativas. A temperatura média durante este período foi de $27,8 \pm 0,5$ °C, com temperatura máxima de $31,4 \pm 0,76$ °C

e mínima de $23,41 \pm 1,21$ °C. Portanto, a análise da influência deste parâmetro climático no desenvolvimento das espécies em estudo pode ser considerada de menor relevância.

Na Figura 34 é possível verificar o crescimento e adaptabilidade da vegetação durante o ano monitorado. Todas as espécies apresentaram aparência morfológica saudável. Houve a necessidade de realizar a poda da *Ruellia simplex* em dezembro de 2023, uma vez que já estavam com altura média de 126 cm no jardim de chuva e 85 cm no jardim tradicional. Todas os indivíduos foram fixados em uma altura de 40 cm, inclusive no ambiente controle.

A altura média das petúnias no jardim superou o valor típico para plantas de *Ruellia simplex* cultivadas fora de dispositivos de biorretenção, as quais geralmente atingem até 90 cm de altura, de acordo com Sikarwar *et al.* (2023) e Ezcurra e Daniel (2007).

Figura 34 — Acervo fotográfico do desenvolvimento vegetal do jardim de chuva ao longo do ano hidrológico estudado.

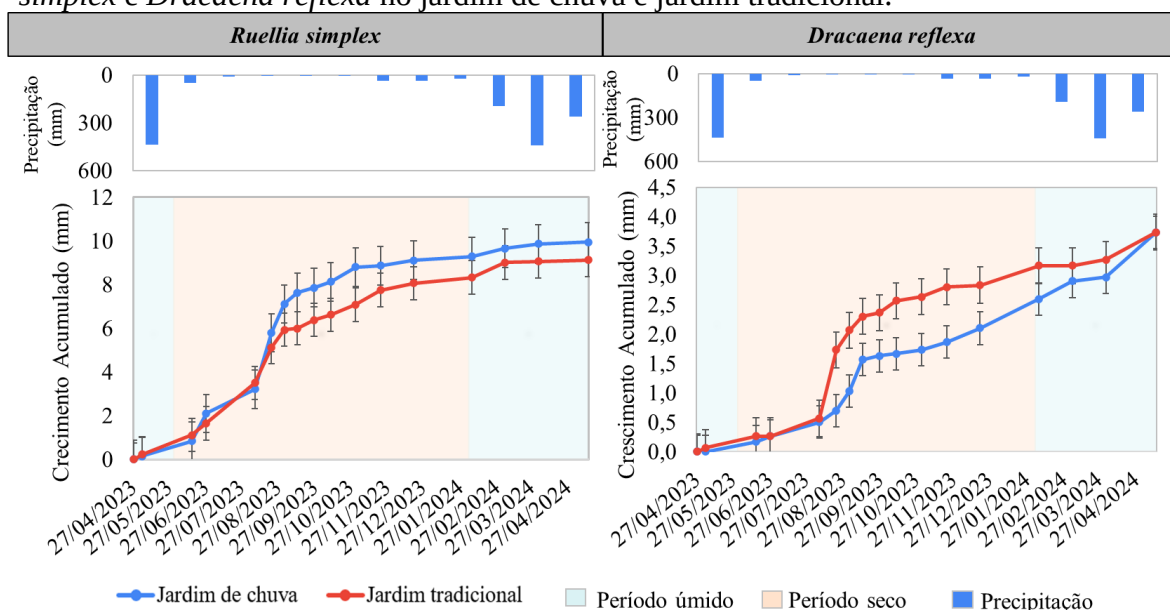


Fonte: Autora (2024)

Na Figura 35 verifica-se a variação de diâmetro das espécies *Ruellia simplex* e *Dracaena Reflexa*. Na Figura 36 apresenta-se o crescimento acumulado de altura para as quatro espécies avaliadas.

Não foi possível identificar diferença estatisticamente significativa em relação ao diâmetro das espécies entre os dois jardins estudados, porém nota-se que a *Ruellia simplex* apresentou um maior desenvolvimento do seu diâmetro no jardim de chuva a partir de setembro de 2023. Já a *Dracaena reflexa* entre setembro de 2023 e abril de 2024 apresenta um maior diâmetro no jardim tradicional e nos demais períodos não citados ambas apresentam comportamento semelhante (Figura 35). Os resultados indicam que o jardim de chuva se comporta de forma semelhante ou superior ao tradicional, destacando assim a eficiência do sistema para as espécies estudadas.

Figura 35 — Crescimento acumulado do diâmetro da vegetação selecionada *Ruellia simplex* e *Dracaena reflexa* no jardim de chuva e jardim tradicional.



Fonte: Autora (2024)

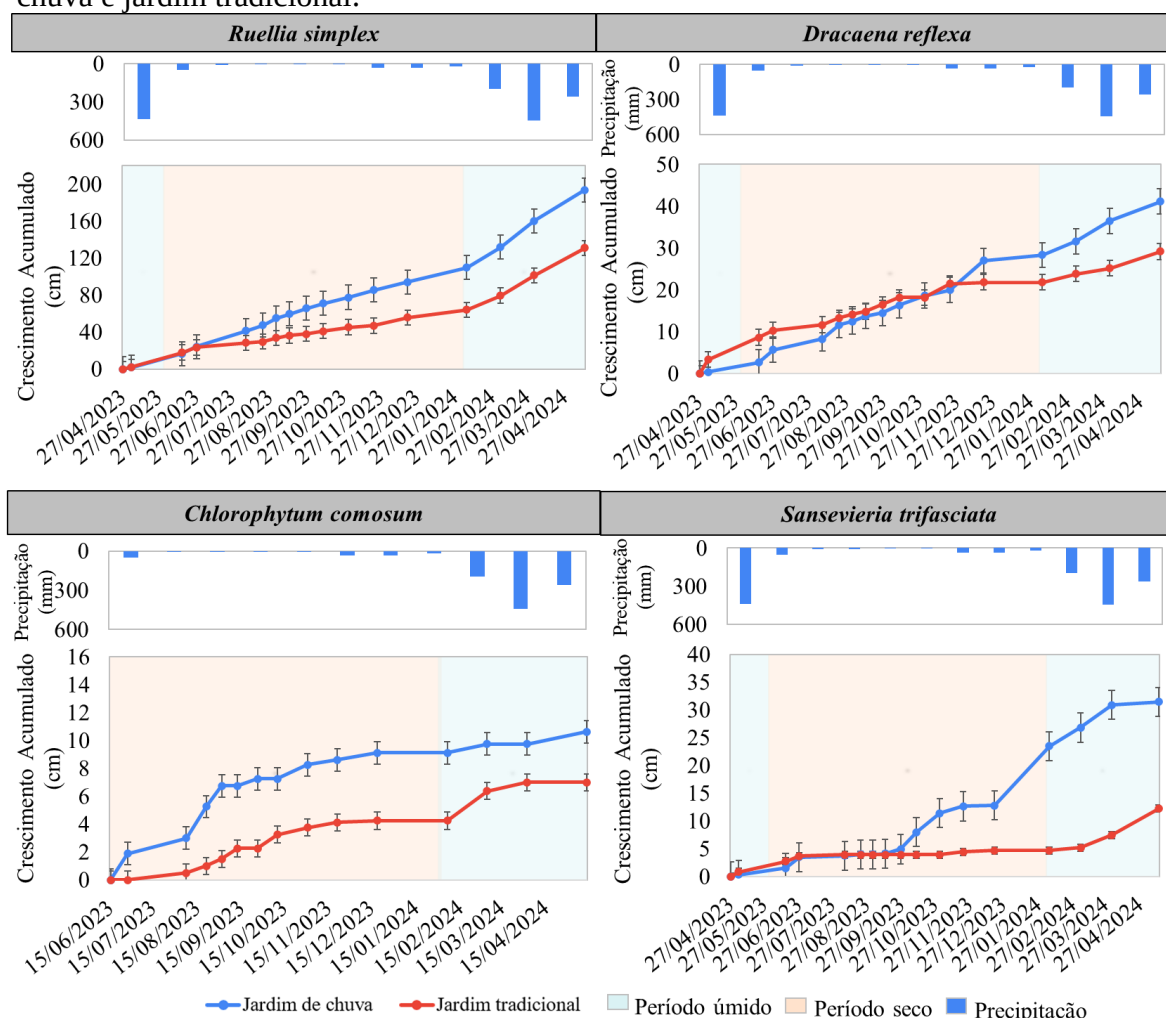
Todas as espécies analisadas apresentaram crescimento desde a primeira medição, evidenciando uma adaptação satisfatória após o plantio. Este resultado sugere que as condições ambientais e as práticas de manejo utilizadas foram adequadas para promover o desenvolvimento inicial das plantas.

A *Ruellia simplex* apresentou um crescimento rápido de em média 4,96 mm/dia. Inicialmente, a petúnia-mexicana (*Ruellia simplex*) no jardim de chuva apresentou um ritmo de crescimento semelhante ao jardim controle ao longo do primeiro semestre (Figura 36). Este

semestre é caracterizado pelo maior volume de precipitação na região. Indicando que essa espécie suporta os altos índices de umidade presente no jardim de chuva durante a estação chuvosa, comportamento relatado na literatura (SIKARWAR *et al.*, 2023; EZCURRA e DANIEL, 2007; LORENZI, 2015)

Entretanto, a partir do segundo semestre, nota-se que o jardim de chuva manteve sua progressão de crescimento, enquanto o jardim controle apresentou uma redução. Esse fenômeno sugere que a precipitação direta incidente no jardim controle durante o período chuvoso foi suficiente para sustentar o desenvolvimento da vegetação.

Figura 36 — Crescimento acumulado da altura da vegetação selecionada *Sansevieria trifasciata*, *Chloropytum comosum*, *Ruellia simplex* e *Dracaena reflexa* no jardim de chuva e jardim tradicional.



Fonte: Autora (2024)

No jardim de chuva o volume de água recebido pela área de contribuição permitiu a manutenção do desenvolvimento da vegetação, mesmo durante o período seco. Observa-se

que com o início do período chuvoso em 2024, a taxa de crescimento voltou a ser similar em ambos os jardins. Este resultado reforça a afirmação de Ezcurra e Daniel (2007) de que a *Ruellia simplex* é uma espécie resistente a inundações e apresenta um desenvolvimento mais acentuado em solos com alta umidade. A partir da alta taxa de crescimento dessa espécie evidencia-se a necessidade de podas regulares, não sendo recomendada a áreas não adequadas para plantas de maior altura ou onde não seja viável esse tipo de manutenção constante.

É importante destacar que durante o período chuvoso as petúnias (*Ruellia simplex*) que compõem o jardim de chuva e controle foram suscetíveis a ataques de lagartas e formigas e partes foram acometidas com Cochonilha (*Dactylopius coccus*), sugerindo que essa espécie pode ser suscetível à ataque de pragas (Figura 37). Após o período de chuvas as pragas desapareceram naturalmente.

Figura 37 — Folhas da *Ruellia simplex* acometidas por *Dactylopius coccus*.



Fonte: Autora (2024)

Figura 38 — Desenvolvimento de raízes adventícias na *Ruellia simplex* no jardim de chuva.



Fonte: Autora (2024)

Nas espécies tolerantes às inundações, uma resposta comum às inundações é o crescimento de raízes adventícias (RICH *et al.*, 2008). A *Ruellia simplex* desenvolveu raízes adventícias (Figura 38), indicando uma estratégia adaptativa para suportar os sintomas de estresse por inundação periódica, conforme relatado por Oliveira e Gualtieri (2017).

O jardim de chuva, como um todo, atraiu e serviu como habitat para diversos animais presentes no ambiente circundante, incluindo abelhas, borboletas, caracóis, grilos e minhocas (Figura 39). Essa biodiversidade indica que o jardim de chuva não apenas cumpriu suas funções hidrológicas, mas também promoveu um ecossistema saudável e funcional.

Figura 39 — Fauna observada no jardim de chuva durante o período monitorado.



Fonte: Autora (2024)

A *Dracaena reflexa* teve um ritmo de crescimento de altura mais lento quando comparado a *Ruellia simplex* (1,19 mm/dia). O comportamento final foi similar em ambos os jardins, apresentando apenas pequenas variações (Figura 36). Durante o período chuvoso, percebe-se que a dracena apresentou um desenvolvimento mais robusto no jardim convencional, sugerindo a possibilidade de que essa espécie possa sofrer uma redução no crescimento quando exposta a inundações. Segundo Yang *et al.* (2020) a redução da taxa de crescimento pode ser um mecanismo de autoproteção quando plantas não resistentes a inundações são expostas ao alagamento.

A análise do diâmetro da *Dracaena reflexa* (Figura 35) revelou um aumento dessa medida nas espécies do jardim controle durante o período de estiagem. Segundo Daniel *et al.* (2023), espécies que não toleram excesso de umidade podem demonstrar menor média de diâmetro de caule quando submetidas a excesso de irrigação.

O crescimento das espécies espada-de-são-jorge (*Sansevieria trifasciata*) foi semelhante nos dois ambientes analisados até o mês de outubro de 2023 (Figura 36), com ritmo de crescimento médio de 0,40 mm/dia. A partir desse período as espécies presentes no jardim de chuva apresentaram um aumento significativo na sua taxa de crescimento (1,20 mm/dia). Além do crescimento superior no jardim de chuva também foi possível notar uma melhor aparência visual e maior número de folhas em comparação com o ambiente tradicional.

O clorofito (*Chlorophytum comosum*) revelou uma adaptação inicial superior no jardim de chuva chegando até uma altura de 25 cm nesse ambiente, contudo após o mês de setembro as espécies apresentaram redução de crescimento nos dois jardins, se tornando estatisticamente iguais ao final dos dados (Figura 36). Esse acontecimento provavelmente deve estar atrelado a menor disponibilidade hídrica, além da alta incidência solar local, uma vez que a redução aconteceu em ambos os ambientes. O mesmo comportamento foi observado

por Fensterseifer (2020) durante o período do verão, na região sul do Brasil. Essa redução está relacionada à queima das folhas pela radiação solar, o que faz com que elas sequem e caiam, influenciando a redução na altura das plantas.

Contudo as evidências apontam que o clorofito pode se adaptar melhor em estruturas de biorretenção quando não expostas ao sol pleno. De acordo com Ezcurra e Daniel (2007), a *Chlorophytum comosum* é uma espécie que apresenta um melhor desenvolvimento em solos mantidos úmidos. A altura final média do clorofito no jardim de chuva e controle, que é de respectivamente 12,5 cm e 13,0 cm, está abaixo do valor típico para plantas de *Chlorophytum comosum cultivadas* fora de dispositivos de biorretenção, as quais variam de 15 a 20 cm de altura, de acordo com Lorenzi (2015). Três indivíduos (um no jardim de chuva e dois no controle) morreram afetados por agentes externos. Isso pode indicar que essa espécie não é recomendada a ambientes onde há o fluxo de pessoas e animais.

Ao analisar o comportamento individual, nota-se que o crescimento dos indivíduos localizados em frente à tubulação de entrada do jardim de chuva, foi significativamente inferior aos demais até o final da primeira quinzena de junho. Após esse período, com a redução da incidência de precipitações, a taxa de crescimento se aproximou das demais plantas. Isso sugere que o fluxo de entrada direto sobre esses indivíduos pode ter prejudicado seu desenvolvimento. Segundo Costa *et al.* (2006), o fluxo constante de água pode provocar uma lixiviação dos nutrientes no solo afetando o crescimento da espécie. Em relação aos diâmetros, todos mostraram evolução semelhante. Portanto, a vegetação demonstrou uma alta capacidade de desenvolver resistência a essa condição. O mesmo comportamento também foi observado nas espécies *Juncus* e *Equisetum scirpoides* no estudo de Greksa *et al.* (2023).

De maneira geral, não foram observadas diferenças de altura e diâmetro entre as espécies localizadas nas regiões mais próximas e nas mais distantes da entrada de água. Isso sugere que não houve diferença substancial na disponibilidade de umidade e nutrientes que causasse um crescimento diferencial. Segundo Champagne-Caron *et al.* (2024), as espécies podem variar em sua capacidade fisiológica de adaptar-se a diferentes níveis de luz, água e nutrientes, o que pode explicar a falta de relação entre crescimento e posição no experimento.

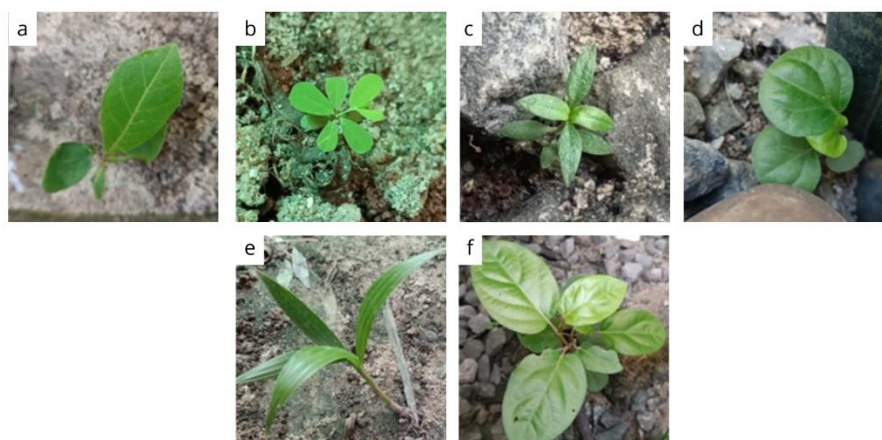
O mesmo comportamento foi relatado no estudo de Muerdter *et al.* (2015) que indicaram que o desenvolvimento das espécies não foi afetado pela posição dentro das células de biorretenção. Champagne-Caron *et al.* (2024) também indicaram que a taxa de sobrevivência não foi afetada pela localização, contudo o crescimento foi mais acentuado nas posições de declive. Já Bortolini e Zanin (2018) identificaram influência do posicionamento

das espécies, verificaram que houve melhor desenvolvimento nas áreas com maior umidade dentro do jardim de chuva.

Segundo Rippy *et al.* (2021), a altura e consequentemente a taxa de crescimento está positivamente correlacionada com a capacidade de remoção de nitrato, resfriamento térmico e retenção hídrica pela vegetação. Enquanto o diâmetro influencia o acúmulo de serapilheira e está positivamente associado às concentrações de nitrogênio no solo. Kasprzyk *et al.* (2022) verificaram que a temperatura de jardins de chuva, mesmo durante o tempo nublado era de até 7°C mais baixo do que a região circundante, enquanto para o tempo ensolarado essa diferença aumenta para 20°C.

No final do monitoramento, houve um total acumulado de dez novas brotações da espada-de-são-jorge e cinco de petúnia-mexicana, além de uma brotação de dracena-malaia no jardim de chuva. Essa ocorrência destaca a notável adaptabilidade dessas espécies às condições do dispositivo de biorretenção. Além das novas brotações também houve o surgimento pontual de algumas espécies invasoras por propagação natural (Figura 40) (a) amendoeira da praia (*Terminalia catappa*), (b) quebra pedra (*Phyllanthus amarus*), (c) erva diamante (*Oldenlandia corymbosa*), (d) erva de jabuti (*Peperomia pelúcida*), (e) palmeira real (*Archontophoenix cunninghamiana*), (f) Bétele (*Piper betle*) e (g) Jamelão (*Syzygium cumini*).

Figura 40 — Espécies invasoras presentes no jardim de chuva durante o monitoramento: (a) amendoeira da praia (*Terminalia catappa*), (b) quebra pedra (*Phyllanthus amarus*), (c) erva diamante (*Oldenlandia corymbosa*), (d) erva de jabuti (*Peperomia pelúcida*), (e) palmeira real (*Archontophoenix cunninghamiana*), (f) Bétele (*Piper betle*) e (g) Jamelão (*Syzygium cumini*).



Fonte: Autora (2024)

5 CONCLUSÕES

A partir da investigação da eficácia de um jardim de chuva como solução baseada na natureza em ambiente tropical urbano para mitigação de escoamento superficial, avaliando critérios de design, capacidade de infiltração, armazenamento hídrico e suporte ao desenvolvimento de espécies vegetais, foi possível concluir que:

- O método da curva envelope se demonstrou uma alternativa adequada de dimensionamento para jardins de chuva em ambiente de clima tropical.
- O jardim de chuva apresentou uma eficiência de retenção hídrica média de 97,6% $\pm$ 7,8%
- A estrutura apresentou uma eficiência de retenção hídrica de 100%, sem a ocorrência de transbordamentos, em 78% dos eventos monitorados.
- O período de retorno máximo para qual se obteve uma eficiência de 100 % foi de 1,15 ano.
- A análise do balanço hídrico da estrutura durante eventos de grande porte revelou que, embora a magnitude de precipitação seja um fator crítico, a distribuição e a intensidade das chuvas desempenham papéis significativos na eficiência da biorretenção.
- O modelo calibrado produziu bons valores de eficiência nas métricas de desempenho: NSE (0,81), RMSE (4,71%) e R^2 (1,00) para a eficiência de retenção hídrica (E_{ff}); e NSE (0,93), RMSE (6,89 cm) e R^2 (0,96) para o nível máximo superficial ($H_{45S,MAX}$), indicando forte concordância entre os valores modelados e observados.
- O desempenho médio do modelo na previsão do comportamento da variação do nível superficial foi satisfatório, com NSE de $0,67 \pm 0,26$, RMSE de $4,5 \pm 3,1$ cm e R^2 de $0,83 \pm 0,18$.
- O estudo evidenciou que as espécies selecionadas (*Ruellia simplex*, *Dracaena reflexa*, *Chlorophytum comosum* e *Sansevieria trifasciata*) exibiram boa adaptabilidade, apresentando morfologia saudável e crescimento satisfatório em um jardim de chuva submetido a condições de precipitação natural sazonal em clima tropical.

- As espécies petúnia-mexicana (*Ruellia simplex*) e espada-de-são-jorge (*Sansevieria trifasciata*) apresentaram um crescimento estatisticamente superior no jardim de chuva em comparação com o jardim de controle.
- Quanto às espécies dracena-malaia (*Dracaena reflexa*) e clorofito (*Chlorophytum comosum*), não foi possível identificar diferenças estatisticamente significativas no crescimento entre aqueles presentes no jardim de chuva e as do jardim controle.
- As medidas de diâmetro das espécies selecionadas não apresentaram diferenças estatisticamente significativas em ambos os jardins.

Notadamente, este estudo tem implicações importantes para o projeto e a gestão de estruturas de biorretenção como os jardins de chuva em região de clima tropical. Além disso, os resultados alcançados reforçam a importância do monitoramento contínuo e da análise dos eventos de precipitação para uma melhor compreensão da dinâmica hidrológica das estruturas de biorretenção projetadas.

REFERÊNCIAS

- ABCP – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND; FCTH – FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICO DE HIDRÁULICA. **Projeto Técnico: Jardins De Chuva**. 2013. Disponível em: https://solucoesparacidades.com.br/wp-content/uploads/2013/04/AF_Jardins-de-Chuva-online.pdf. Acesso em: 11 de agosto de 2023.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Portal Hidro Web**. 2023. Disponível em: <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 19 de agosto de 2023.
- AGUIRRE-ÁLVAREZ, E. *et al.* Evaluación de una paleta vegetal apta para el tratamiento de aguas grises ligeras en soluciones basadas en la naturaleza. **Ingeniería del agua**, v. 27, n. 3, p. 183-196, 2023. <https://doi.org/10.4995/ia.2023.19554>.
- AKPINAR, D. *et al.* Impact of wood-derived biochar on the hydrologic performance of bioretention media: Effects on aggregation, root growth, and water retention. **Journal of Environmental Management**, v. 339, p. 117864, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117864>
- AKTHER, M. S. **Green Roof for Urban Stormwater Management in Semi-Arid and Cold Climate**. Tese (Doutorado em engenharia civil) - Universidade Calgary, Calgary, Canadá, 2020. <https://prism.ucalgary.ca>. <http://hdl.handle.net/1880/112595>.
- ANJOS, R. M. *et al.* Radiometric analysis of Quaternary deposits from the southeastern Brazilian coast. **Marine Geology**. v. 229, p. 29-43, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2006.03.001>
- ASCE. **Design and construction of sanitary and storm sewers**. Manuals and Reports of Engineering Practice N° 37. New York.1969.
- ASLESON, B. C. *et al.* Performance assessment of rain gardens 1. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 45, n. 4, p. 1019-1031, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00344.x>
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14545**: Solo — Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos à carga variável. 2.ed. Rio de Janeiro, 2021a.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13292**: Solo — Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos granulares à carga constante.2. ed. Rio de Janeiro, 2021b.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16972**: Agregados — Determinação da massa unitária e do índice de vazios.1. ed. Rio de Janeiro, 2021c.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 17054**: Agregados — Determinação da composição granulométrica - Método de ensaio.1. ed. Rio de Janeiro, 2022a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502**: Solos e rochas - Terminologia.2. ed. Rio de Janeiro, 2022b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo — Análise granulométrica.2. ed. Rio de Janeiro, 2016^a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7225**: Materiais de pedra e agregados naturais. 2. ed. Rio de Janeiro, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9813**: Solo — Determinação da massa específica aparente in situ, com emprego de cilindro de cravação. 2. ed. Rio de Janeiro, 2016b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR NM 52:2002**: Agregado miúdo - Determinação de massa específica e massa específica aparente. Rio de Janeiro, 2002.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR NM 53:2009**: Agregado gráudo - Determinação de massa específica, massa específica aparente e absorção de água. Rio de Janeiro, 2009b.

AUTIXIER, L. *et al.* Evaluating rain gardens as a method to reduce the impact of sewer overflows in sources of drinking water. **Science of the Total Environment**, v. 499, p. 238-247, 2014.

AZEVEDO, F. S. *et al.* Simulação hidrológica de biorretenção: análise de eficiência de técnicas compensatórias para mitigar impactos da urbanização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, p. 1077-1088, 2022. <https://doi.org/10.1590/s1413-415220200349>

BARBASSA, A. P.; ANGELINI SOBRINHA, L.; MORUZZI, R. B. Poço de infiltração para controle de enchentes na fonte: avaliação das condições de operação e manutenção. **Ambiente Construído**. v. 14, n. 2, pp. 91-107, 2014.

BAPTISTA, M. B.; NASCIMENTO, N. O.; BARRAUD, S. **Técnicas compensatórias em drenagem urbana**. 2^a Edição. Porto Alegre: ABRH, 2011.

BAPTISTA, M. B.; NASCIMENTO, N. O. Sustainable Development and Urban Stormwater Management in the Context of Tropical Developing Countries. In **Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**. México: AIDIS, pp. 523-529, 1996.

BERAL, H. *et al.* Plant species contribution to bioretention performance under a temperate climate. **Science of the Total Environment**, v. 858, p. 160122, 2023.
<https://doi.org/10.2139/ssrn.4171899>

BERNARDO, S; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. Manual de irrigação. 8.Ed. Atual. e Ampl. Viçosa: UFV, 2006. 625p. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160122>

BORTOLINI, L.; ZANIN, G. Hydrological behaviour of rain gardens and plant suitability: a study in the Veneto plain (north-eastern Italy) conditions. **Urban for Urban Green**, v. 34, p. 121-133, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.06.007>

BRASIL, J. B. *et al.* Minimum rainfall inter-event time to separate rainfall events in a low latitude semi-arid environment. **Sustainability**, v. 14, n. 3, p. 1721, 2022.
<http://dx.doi.org/10.3390/su14031721>

BRATIERES, K. *et al.* Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. **Water Research**, v. 42, n. 14, p. 3930-3940, 2008.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.009>

BREEN, M. J.; KEBEDE, A. S.; KÖNIG, C. S. The safe development paradox in flood risk management: a critical review. **Sustainability**, v. 14, n. 24, p. 16955, 2022.
<https://doi.org/10.3390/su142416955>

BRUNER, S. G. *et al.* Planting design influences green infrastructure performance: Plant species identity and complementarity in rain gardens. **Ecological Applications**, v. 33, n. 7, p. e2902, 2023. <https://doi.org/10.1002/eap.2902>.

BURSZTA-ADAMIAK, E. *et al.* Rain Garden hydrological performance–Responses to real rainfall events. **Science of the Total Environment**, v. 887, p. 164153, 2023.
<https://doi.org/10.2139/ssrn.4394312>.

CAMARA MUNICIPAL DE FORTALEZA. Projeto de Lei ordinária nº 336 de 2021. Institui a Lei dos Jardins de Chuva no Município de Fortaleza e dá outras providências. Disponível em:
<https://sapl.fortaleza.ce.leg.br/media/sapl/public/materialegislativa/2021/65198/pl03362021.pdf>. Acesso em: 09 de setembro de 2023.

CAMARA MUNICIPAL DE FORTALEZA. Projeto de Lei ordinária nº 337 de 2021. Institui a Lei da Soluções Baseadas na Natureza (SBN), que reconhece áreas naturais como parte da infraestrutura hídrica de Fortaleza e prioriza alternativas baseadas na natureza para o saneamento ambiental. Disponível em:
<https://sapl.fortaleza.ce.leg.br/media/sapl/public/materialegislativa/2021/65200/pl03372021.pdf>. Acesso em: 09 de setembro de 2023.

CANHOLI, A. P. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. 2. ed. Oficina de Textos: São Paulo, 2014. 384p

CHAMPAGNE-CARON, J. *et al.* Plant survival and growth in bioretention cells under a cold climate. **Ecological Engineering**, v. 202, p. 107239, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107239>.

CHEN, Y. *et al.* Urban flood risk warning under rapid urbanization. **Environmental research**, v. 139, p. 3-10, 2015 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.02.028>.

CHRISTOFIDIS, D.; ASSUMPÇÃO, R. S. F. V.; KLIGERMAN, D. C. The historical evolution of urban drainage: from traditional drainage to harmony with nature. **Saúde em Debate**, v. 43, p. 94-108, 2019. <https://doi.org/10.1590/0103-11042019s307>

CONTI, J. B. **Clima e meio ambiente**. 7. ed. São Paulo: Atual, 2011.

CORTEZ, R. M. V.; MOURA, N. C. B.; MACHADO, C. O. J. Análise do desempenho das melhores práticas de manejo para constituição de corredores verdes em Fortaleza-CE. **Paisagem e Ambiente**, v. 30, n. 43, p. e146647-e146647, 2019. <https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.paam.2019.146647>

COSTA, A. M. *et al.* O efeito da inundação do solo sobre o crescimento inicial de *Schizolobium parahyba* (Vell.) SF Blake, guapuruvu. **Natureza on line**, v. 4, n. 1, p. 7-13, 2006.

DAGENAIS, D.; BRISSON, J.; FLETCHER, T. D. The role of plants in bioretention systems; does the science underpin current guidance?. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 532-545, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.007>

DANIEL JUNIOR, J. J. **Avaliação de uma biorretenção como estrutura sustentável de drenagem urbana**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2013

DANIEL, C. *et al.* Respostas ao Déficit Hídrico da Cultura do Cártamo. **International Journal of Environmental Resilience Research and Science**, v. 5, n. 1, p. 1-16, 2023. <https://doi.org/10.48075/ijerrs.v5i1.30575>.

DAVIS, A. P. Field performance of bioretention: Hydrology impacts. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 13, n. 2, p. 90-95, 2008. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2008\)13:2\(90\)](https://doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2008)13:2(90)).

DEPARTAMENTO DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM DA MALÁSIA. Ministério dos Recursos Naturais e Meio Ambiente. Urban Storm Water Management (MSMA). 2016. Disponível em:

https://www.water.gov.my/jps/resources/PDF/MSMA2ndEdition_august_2012.pdf. Acesso em: 10 de agosto de 2023

DEPARTAMENTO DE PROTEÇÃO AMBIENTAL. Pennsylvania Stormwater Best Management Practices Manual. Bureau of Watershed Management. 2006. Disponível em: https://www.stormwaterpa.org/assets/media/BMP_manual/. Acesso em: 09 de agosto de 2023

DICKIE, S. *et al.* Planning for SuDs—making it happen. **CIRIA C687, Classic House**, p. 174-180, 2010.

DNER - DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS E RODAGEM. Solos – determinação da densidade real, Norma rodoviária, Método de ensaio. DNER-ME 093, 1994

DOURADO, L. S.; SILVA, M. A. **Jardim de chuva como técnica compensatória: um estudo no município de Goiânia**. TCC (Graduação em Engenharia Civil). Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, GO, 2020.

DUDRICK, R. *et al.* Do plants matter?: Determining what drives variation in urban rain garden performance. **Ecological Engineering**, v. 201, p. 107208, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107208>

DUNNETT, N.; CLAYDEN, A. Rain gardens. **Managing Water Sustainably in the Garden and Designed Landscape; Timber Press: Portland, OR, USA**, 2007.

DUSSAILLANT, A. *et al.* Green-Ampt model of a rain garden and comparison to Richards equation model. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 67, 2003. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2004\)9:3\(219\)](https://doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2004)9:3(219))

EPA – United States Environmental Protection Agency. **Soak Up the Rain: Rain Gardens**. 2023. Disponível em: <https://www.epa.gov/soakuptherain/soak-rain-rain-gardens>. Acesso em: 08 ago. 2023.

EZCURRA, C.; DANIEL, T. F. Ruellia simplex, an older and overlooked name for Ruellia tweediana and Ruellia coerulea (Acanthaceae). **Darwiniana**, v. 45, n. 2, p. 201-203, 2007. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/23227996>. Acesso em: 14 de setembro de 2023

FEDERAL INTERAGENCY STREAM RESTORATION WORKING GROUP (US). **Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices**. National Technical Info Svc, 1998. Disponível em: <https://directives.sc.egov.usda.gov/viewerFS.aspx?hid=34826>. Acesso em: 09 ago. 2023

FEITOSA, F. F. S. *et al.* Avaliação do Uso de Trincheiras de Infiltração para Atenuação de Picos de Cheia na Cidade do Crato-CE, Brasil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias**

Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica, v. 13, n. 2, p. 485-499.
<https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.67637>

FENSTERSEIFER, P. **Infraestruturas verdes na amenização de impactos da urbanização: controle pluvial com biorretenção e efeito térmico de fachada verde em residência**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul. 2020.

FERREIRA, L. T. L. M.; NEVES, M. G. F. P.; SOUZA, V. C. B. Método de Puls aplicado a um sistema de biorretenção em escala de lote para simulação de eventos. **RBRH**, v. 24, 2019.

FERREIRA, L. T. M. **Avaliação do funcionamento de um dispositivo de biorretenção: monitoramento e modelagem** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Alagoas. Maceió. 2017.

FIGUEIREDO, J. V. *et al.* Runoff initiation in a preserved semiarid Caatinga small watershed, Northeastern Brazil. **Hydrological Processes**, v. 30, n. 13, p. 2390-2400, 2016. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.10801>

GADI, V. K. *et al.* Growth dynamics of deciduous species during their life period: A case study of urban green space in India. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 43, p. 126380, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126380>.

GALAGODA, R. U. *et al.* The impact of urban green infrastructure as a sustainable approach towards tropical micro-climatic changes and human thermal comfort. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 34, p. 1-9, 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.05.008>.

GAO, J. *et al.* Hydrologic performance of bioretention in an expressway service area. **Water Science and Technology**, v. 77, n. 7, p. 1829-1837, 2018.
<https://doi.org/10.2166/wst.2018.048>

GOBAT, J.; ARAGNO, M.; MATTHEY, W. **The living soil: fundamentals of soil science and soil biology**. Science Publishers, 2004. <https://doi.org/10.7202/011320ar>

GONCALVES, M. *et al.* Modeling the effects of introducing low impact development in a tropical city: A case study from Joinville, Brazil. **Sustainability**, v. 10, n. 3, p. 728, 2018.
<https://doi.org/10.3390/su10030728>

GONG, Y. *et al.* Factors affecting the permeability of the growing media used in bioretention systems. **Journal of Hydrology**, v. 610, p. 127935, 2022.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127935>

GONG, Y. *et al.* Performance assessment of extensive green roof runoff flow and quality control capacity based on pilot experiments. **Science of the Total Environment**, v. 687, p. 505-515, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.100>

GREKSA, A.; BLAGOJEVIĆ, B.; GRABIĆ, J. Nature-based solutions in Serbia: Implementation of rain gardens in the suburban community Kać. **Environmental Processes**, v. 10, n. 3, p. 41, 2023. <https://doi.org/10.1007/s40710-023-00659-2>.

GREKSA, A.; GRABIC, J.; BLAGOJEVIC, B. Contribution of low impact development practices-bioretenion systems towards urban flood resilience: case study of Novi Sad, Serbia. **Environmental Engineering Research**, v. 27, n. 4, 2022. <https://doi.org/10.4491/eer.2021.125>

GUARULHOS. **Lei Nº 6793, de 28 de dezembro de 2010**. Dispõe sobre o lançamento, arrecadação e fiscalização do imposto sobre a propriedade predial e territorial urbana - IPTU e dá outras providências.

GÜLBAZ, S.; KAZEZYILMAZ-ALHAN, C. M. Experimental investigation on hydrologic performance of LID with rainfall-watershed-bioretenion system. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 22, n. 1, p. D4016003, 2017. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0001450](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0001450).

GUMUS, V. *et al.* Spatio-temporal trend analysis of drought in the GAP Region, Turkey. **Natural Hazards**, v. 109, p. 1759-1776, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11069-021-04897-1>

HAER, T. *et al.* The safe development paradox: An agent-based model for flood risk under climate change in the European Union. **Global Environmental Change**, v. 60, p. 102009, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.102009>

HEČKOVÁ, P. *et al.* Performance of experimental bioretention cells during the first year of operation. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 70, n. 1, p. 42-61, 2022. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu21-11172>

HUANG, J. *et al.* A case in subtropical climate city: Assessing the bioretention hydraulic performance on storm in response to poor permeability soil. **Journal of Environmental Management**, v. 293, p. 112952, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112952>

HUNT, W. F. *et al.* **Plant selection for bioretention systems and stormwater treatment practices**. Springer Nature, 2015. DOI 10.1007/978-981-287-245-6

IBGE. 2022. Censo 2022. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/indicadores.html>. Acesso em: 19 de agosto de 2023

IBGE. 2023 **De 2010 a 2022, população brasileira cresce 6,5% e chega a 203,1 milhões**. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de->

[noticias/noticias/37237-de-2010-a-2022-populacao-brasileira-cresce-6-5-e-chega-a-203-1-milhoes](https://doi.org/10.1007/s11355-016-0309-3). Acesso em: 09 ago. 2023

ISHIMATSU, K. *et al.* Use of rain gardens for stormwater management in urban design and planning. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 13, p. 205-212, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11355-016-0309-3>

JOHNSON, J. P.; HUNT, W. F. Field assessment of the hydrologic mitigation performance of three aging bioretention cells. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 6, n. 4, p. 04020017, 2020. <https://doi.org/10.1061/jswbay.0000925>

KASPRZYK, M. *et al.* Technical solutions and benefits of introducing rain gardens—Gdańsk case study. **Science of The Total Environment**, v. 835, p. 155487, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155487>

KOHLER, M. A.; LINSLEY, R. K. Predicting the runoff from storm rainfall. US Department of Commerce, Weather Bureau, 1951.

KOSTIAKOV, A. N. On the dynamics of the coefficient of water-percolation in soils and on the necessity of studying it from a dynamic point of view for purposes of amelioration. **Trans. 6th Cong. International. Soil Science, Russian Part A**, p. 17-21, 1932.

KRAUSS, L.; RIPPY, M. A. Plant adaptive strategy influences hydrologic services provisioning by stormwater bioretention. **Ecological Engineering**, v. 198, p. 107148, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107148>.

KUMAR, S.; SINGH, K. K. Hydrological performance of rain gardens having *Calendula officinalis* plant with varied planting mixtures. **Water Science & Technology**, v. 87, n. 5, p. 1316-1326, 2023. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.058>.

LAMMERS, R. W.; MILLER, L.; BLEDSOE, B. P. Effects of design and climate on bioretention effectiveness for watershed-scale hydrologic benefits. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 8, n. 4, p. 04022011, 2022.. <https://doi.org/10.1061/jswbay.0000993>

LAUKLI, K. *et al.* Plant selection for roadside rain gardens in cold climates using real-scale studies of thirty-one herbaceous perennials. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 78, p. 127759, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127759>.

LI, C. *et al.* Effects of different types of plants on runoff reduction and suspended solids removal in rain gardens. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 31, n. 2, p. 113–120, 2023. <https://doi.org/10.3846/jeelm.2023.19016>

LI, J. *et al.* Bio-Swale Column Experiments and Simulation of Hydrologic Impacts on Urban Road Stormwater Runoff. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 25, n. 1, 2016. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1151833>.

LI, J.; LIU, F.; LI, Y. Simulation and design optimization of rain gardens via DRAINMOD and response surface methodology. **Journal of Hydrology**, v. 585, p. 124788, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124788>

LI, J. *et al.* Simulation of rain garden effects in urbanized area based on mike flood. **Water**, v. 10, n. 7, p. 860, 2018. <https://doi.org/10.3390/w10070860>

LI, Y.; LIU, J. Green roofs in the humid subtropics: The role of environmental and design factors on stormwater retention and peak reduction. **Science of The Total Environment**, v. 858, p. 159710, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159710>.

LOPES, M. D.; SILVA, G. B. L. An efficient simulation-optimization approach based on genetic algorithms and hydrologic modeling to assist in identifying optimal low impact development designs. **Landscape and Urban Planning**, v. 216, p. 104251, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104251>

LORENZI, H. **Plantas para jardim no Brasil**: herbáceas, arbustivas e trepadeiras. 2. ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum. 1120 p, 2015.

MACEDO, M. *et al.* Modular design of bioretention systems for sustainable stormwater management under drivers of urbanization and climate change. **Sustainability**, v. 14, n. 11, p. 6799, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14116799>

MACEDO, M. B. *et al.* Bioretention performance under different rainfall regimes in subtropical conditions: A case study in São Carlos, Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 248, p. 109266, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109266>

MACEDO, M. B. *et al.* Learning from the operation, pathology and maintenance of a bioretention system to optimize urban drainage practices. **Journal of Environmental Management**, v. 204, p. 454-466, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.023>

MARENGO, J. A. *et al.* An intercomparison of observed and simulated extreme rainfall and temperature events during the last half of the twentieth century: part 2: historical trends. **Climatic Change**, v. 98, n. 3, p. 509-529, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9743-7>

MCGAULEY, M. W. *et al.* A complete water balance of a rain garden. **Water Resources Research**, v. 59, n. 12, p. e2023WR035155, 2023. <https://doi.org/10.1029/2023wr035155>

MELBOURNE WATER CORPORATION. **Melbourne Water Manual: Building a infiltration rain garden**. 2013. Disponível em: <https://www.melbournewater.com.au/media/446/download>. Acesso em: 09 ago. 2023

MELO, T. A. T. *et al.* Jardim de chuva: sistema de biorretenção para o manejo das águas pluviais urbanas. **Ambiente Construído**, v. 14, p. 147-165, 2014.
<https://doi.org/10.1590/s1678-86212014000400011>

MELO, T. A. T. **Jardim da chuva: sistema de biorretenção como técnica compensatória no manejo de águas pluviais urbanas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2011.

MENG, Y. *et al.* Modelling hydrology of a single bioretention system with HYDRUS-1D. **The Scientific World Journal**, v. 2014, n. 1, p. 521047, 2014.
<https://doi.org/10.1155/2014/521047>

MONBERG, R. J. *et al.* Vegetation development in a stormwater management system designed to enhance ecological qualities. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 46, p. 126463, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126463>.

MORASH, J. *et al.* Increasing sustainability of residential areas using rain gardens to improve pollutant capture, biodiversity and ecosystem resilience. **Sustainability**, v. 11, p. 3269, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11123269>

MOURA, N. C. B. **Biorretenção: tecnologia ambiental urbana para manejo das águas de chuva**. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2014.

MUERDTER, C. *et al.* Vegetation and media characteristics of an effective bioretention cell. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 2, n. 1, p. 04015008, 2016. <https://doi.org/10.1061/jswbay.0000804>.

MUTHANNA, T. M.; VIKLANDER, M.; THOROLFSSON, S. T. Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. **Hydrological Processes: An International Journal**, v. 22, n. 11, p. 1640-1649, 2008. <https://doi.org/10.1002/hyp.6732>

NARENDER, B. *et al.* Pharmacological evaluation of root and leaf extracts of *Dracaena reflexa* var. *angustifolia*. **Innov. Pharm. Pharmacother**, v. 5, p. 141-146, 2007.

NISSEN, K. A.; BORST, M.; FASSMAN-BECK, E. Bioretention planter performance measured by lag and capture. **Hydrological Processes**, v. 34, n. 25, p. 5176-5184, 2020. <https://doi.org/10.1002/hyp.13927>

OLIVEIRA, A. K. M.; GUALTIERI, S. C. J. Trocas gasosas e grau de tolerância ao estresse hídrico induzido em plantas jovens de *Tabebuia aurea* (Paratudo) submetidas a alagamento. **Ciência Florestal**, v. 27, p. 181-191, 2017. <https://doi.org/10.5902/1980509826457>

ORGANIZAÇÃO METEOROLÓGICA MUNDIAL. **Guide to Instruments and Methods of Observation**: Volume I – Measurement of Meteorological Variables. Genebra, Suíça: Organização Meteorológica Mundial, no. 8, 7 ed. 618p. 2018. Disponível em: <https://www.posmet.ufv.br/wp-content/uploads/2016/09/MET-474-WMO-Guide.pdf>. Acesso em: 18 de setembro de 2023

OUÉDRAOGO, A. A. *et al.* Determinants of evapotranspiration in urban rain gardens: a case study with lysimeters under temperate climate. **Hydrology**, v. 9, n. 3, p. 42, 2022. <https://doi.org/10.3390/hydrology9030042>

PAN, J. *et al.* Long Term Hydrological Effects of Bioretention on Expressway Service Area. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 31, n. 2, 2022. <https://doi.org/10.15244/pjoes/142384>

VAN PARIJS, PARIJS P. P. Perverse effects and social contradictions: analytical vindication of dialectics?. 1982. <https://doi.org/10.2307/589364>

PIVETTA, G. G.; TASSI, R.; PICCILLI, D. G. A. Evaluating bioretention scale effect on stormwater retention and pollutant removal. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 6, p. 15561-15574, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23237-9>.

PORTLAND. **Stormwater Management Manual**. 2020. Bureau of Environmental Services. Disponível em: <https://www.portland.gov/bes/stormwater/swmm#toc-the-2020-stormwater-management-manual>. Acesso em: 11 de agosto 2023

PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **PBH INVESTE NA IMPLANTAÇÃO DE JARDINS DE CHUVA PARA PREVENIR INUNDAÇÕES E ALAGAMENTOS**. 2023. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/politica-urbana/informes-tecnicos/pbh-investe-na-implantacao-de-jardins-de-chuva-para-prevenir-inundacoes-e-alagamentos#:~:text=A%20Prefeitura%20de%20Belo%20Horizonte,mais%20de%20760%20mil%20reais>. Acesso em: 09 de setembro de 2023.

PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **RESILIÊNCIA URBANA**. Jardins de Chuva. 2022. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/politica-urbana/informacoes/resiliencia-urbana>. Acesso em: 09 de setembro de 2023.

PREFEITURA DE GOIÂNIA. **Lei nº 9.511, de 15 de dezembro de 2014**. Estabelece regras de Controle de Águas Pluviais e Drenagem Urbana e dá outras providências.

PREFEITURA DE GOIÂNIA. **Prefeitura investe pesado em obras de drenagem urbana**. 2019. Disponível em: <https://www.goiania.go.gov.br/prefeitura-investe-pesado-em-obras-de-drenagem-urbana/>. Acesso em: 09 de setembro 2023.

PREFEITURA DE SÃO PAULO. **Jardins de chuva minimizam efeitos de alagamentos em São Paulo**. 2022. Disponível em:

<https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/noticias/?p=324496>. Acesso em: 09 de setembro de 2023.

PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. **Jardim de Chuva de Copacabana ganha equipamentos especiais para monitoramento de drenagem**. 2021. Disponível em: <https://prefeitura.rio/meio-ambiente/jardim-de-chuva-de-copacabana-ganha-equipamentos-especiais-para-monitoramento-de-drenagem/>. Acesso em: 09 de setembro de 2023.

PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. Secretaria Municipal de Política Urbana. **E-book Plano Diretor de BH**. 2020. Disponível em: <https://prefeitura.pbh.gov.br/politica-urbana/planejamento-urbano/plano-diretor/proposta>. Acesso em 09 de setembro de 2023.

PREFEITURA MUNICIPAL DE GUARAPUAVA. **Plano municipal de drenagem**. 2020. Disponível em: https://www.guarapuava.pr.gov.br/wp-content/uploads/2020/12/PRODUTO-01_Plano-de-Trabalho.pdf. Acesso em: 09 de setembro de 2023

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. Secretaria Municipal de Desenvolvimento Urbano. **Plano Municipal de Gestão do Sistema de Águas Pluviais de São Paulo**. Aspectos tecnológicos: Diretrizes para projetos. 2012. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/desenvolvimento_urbano/arquivo_s/manual-drenagem_v3.pdf. Acesso em: 09 de setembro de 2023.

PREFEITURA MUNICIPAL DE VINHEDO. **Projeto de lei nº 88, de 29 de julho de 2021**. Institui a Política Municipal de Sustentabilidade Hídrica Urbana no Município de Vinhedo.

PRINCE GEORGE'S COUNTY. **Bioretention Manual**. 2007. Disponível em: https://www.aacounty.org/departments/public-works/highways/forms-and-publications/RG_Bioretention_PG%20CO.pdf. Acesso em: 10 de agosto de 2023

REIS, R. P. A.; ILHA, M. S. O. Comparação de desempenho hidrológico de sistemas de infiltração de água de chuva: poço de infiltração e jardim de chuva. **Ambiente Construído**, v. 14, p. 79-90, 2014. <https://doi.org/10.1590/s1678-86212014000200006>

REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL. **LEI Nº 11.445, DE 5 DE JANEIRO DE 2007**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978.

RICH, S. M.; LUDWIG, M.; COLMER, T. D. Photosynthesis in aquatic adventitious roots of the halophytic stem-succulent *Tecticornia pergranulata* (formerly *Halosarcia pergranulata*). **Plant, Cell & Environment**, v. 31, n. 7, p. 1007-1016, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2008.01813.x>

RIPPY, M. A. *et al.* Plant functional traits and viewer characteristics co-regulate cultural services provisioning by stormwater bioretention. **Ecological Engineering**, v. 168, p. 106284, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106284>

ROSA, A. **Bioretention for diffuse pollution control in SUDS using experimental adaptive approaches of ecohydrology**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de São Paulo, São Carlos, SP, 2016

SAGRELIUS, P. Ö. *et al.* Sustainability performance of bioretention systems with various designs. **Journal of Environmental Management**, v. 340, p. 117949, 2023. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4358517>

SAMBITO, M. *et al.* A systematic review of the hydrological, environmental and durability performance of permeable pavement systems. **Sustainability**, v. 13, n. 8, p. 4509, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13084509>

SCALENGHE, R.; MARSAN, F. A. The anthropogenic sealing of soils in urban areas. **Landscape and Urban Planning**, v. 90, n. 1-2, p. 1-10, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.011>

SHAFIQUE, M.; KIM, R. Retrofitting the low impact development practices into developed urban areas including barriers and potential solution. **Open Geosciences**, v. 9, n. 1, p. 240-254, 2017. <https://doi.org/10.1515/geo-2017-0020>

SHAFIQUE, M.; KIM, R.; RAFIQ, Muhammad. Green roof benefits, opportunities and challenges—A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 90, p. 757-773, 2018. <https://doi.org/10.5958/2249-7315.2021.00070.8>

SHUSTER, W. D. *et al.* Factors contributing to the hydrologic effectiveness of a rain garden network (Cincinnati OH USA). **Infrastructures**, v. 2, n. 3, p. 11, 2017. <https://doi.org/10.3390/infrastructures2030011>

SIKARWAR, M. S. *et al.* **Journal of Pharmaceutical and Scientific Innovation**, v.12, n.1, p. 1- 3, 2023. <http://dx.doi.org/10.7897/2277-4572.114233>.

SILVA JUNIOR, M. A. B. *et al.* Desafios para a adaptação da infraestrutura de drenagem urbana em cenário de mudança do clima no Recife-PE. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 5, n. 3, p. 302-318, 2020. <https://doi.org/10.24221/jeap.5.3.2020.3025.302-318>

SILVA, B. R. **Telhados Verdes em Clima Tropical uma Nova Técnica e seu Potencial de Atenuação Térmica**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2016.

SITTISOM, P. *et al.* The Determination of Soil Infiltration Rate of Urban Bioretention Design Process in Chiang Mai, Thailand. **Nakhara: Journal of Environmental Design and Planning**, v. 21, n. 3, p. 228-228, 2022. <https://doi.org/10.54028/nj202221228>.

SKOROBOGATOV, A. *et al.* The impact of media, plants and their interactions on bioretention performance: A review. **Science of the Total Environment**, v. 715, p. 136918, 2020.

SPRAAKMAN, S.; DRAKE, J. A. P. Hydrologic and soil properties of mature bioretention cells in Ontario, Canada. **Water Science and Technology**, v. 84, n. 12, p. 3541-3560, 2021. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.464>

SPRAAKMAN, S.; MARTEL, J.; DRAKE, J. How much water can bioretention retain, and where does it go?. **Blue-Green Systems**, v. 4, n. 2, p. 89-107, 2022. <https://doi.org/10.22541/au.163255049.94952987/v1>

STANFORD, H. R. *et al.* Exploring the secret gardens of the city: An assessment of human-nature interactions on informal green space using citizen science data. **Urban Forestry & Urban Greening**, p. 128414, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128414>

STEC, A.; SŁYŚ, D. New Bioretention Drainage Channel as One of the Low-Impact Development Solutions: A Case Study from Poland. **Resources**, v. 12, n. 7, p. 82, 2023. <https://doi.org/10.3390/resources12070082>

STEWART, R. D. *et al.* Modelling hydrological response to a fully-monitored urban bioretention cell. **Hydrological Processes**, v. 31, n. 26, p. 4626-4638, 2017. <https://doi.org/10.1002/hyp.11386>

SUN, Y. *et al.* Impacts of rainfall and catchment characteristics on bioretention cell performance. **Water Science and Engineering**, v. 12, n. 2, p. 98-107, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2019.06.002>

SUN, Y. *et al.* Assessing Hydrological Performances of Bioretention Cells to Meet the LID Goals. **Sustainability**, v. 15, n. 5, p. 4204, 2023. <https://doi.org/10.3390/su15054204>

SZPAKOWSKI, W.; RAYSS, J.; LADEMANN, D. Ogród deszczowy w 5 krokach. **Gdańskie Wody Sp. z oo: Gdańsk, Poland**, 2018. Disponível em: <http://www.gdmel.pl/images/dokumenty/9-ogrod-deszczowy-w-5-krokach.pdf>. Acesso em: 17 abr. 2023

TANG, S. *et al.* Evaluating retention capacity of infiltration rain gardens and their potential effect on urban stormwater management in the sub-humid loess region of China. **Water Resources Management**, v. 30, p. 983-1000, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1206-5>

TANSAR, H.; DUAN, H.; MARK, O. Global sensitivity analysis of bioretention cell design for stormwater system: a comparison of VARS framework and Sobol method. **Journal of Hydrology**, v. 617, p. 128895, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128895>.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: ABRH. 944p, 2012.

TUCCI, C. E. M. Regulamentação da drenagem urbana no Brasil. **Revista de Gestão de água da América Latina**, v. 13, n. 1, p. 29-42, 2016. <https://doi.org/10.21168/reg.v13n1.p29-42>

VENVIK, G.; BOOGAARD, F. C. Infiltration capacity of rain gardens using full-scale test method: effect of infiltration system on groundwater levels in Bergen, **Norway**. **Land**, v. 9, n. 12, p. 520, 2020. <https://doi.org/10.3390/land9120520>

VIJAYARAGHAVAN, K. *et al.* Bioretention systems for stormwater management: Recent advances and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 292, p. 112766, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112766>

WADZUK, B. M.; HICKMAN, JR; JOHN, M.; TRAVER, ROBERT G. Understanding the role of evapotranspiration in bioretention: Mesocosm study. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 1, n. 2, p. 04014002, 2015. <https://doi.org/10.1061/jswbay.0000794>

WAKODE, H. B. *et al.* Impact of urbanization on groundwater recharge and urban water balance for the city of Hyderabad, India. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 6, n. 1, p. 51-62, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.10.003>

WELKER, A. *et al.* Quantitative Analysis of the Water Budget of a Rain Garden in Pennsylvania. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 10, n. 2, p. 04023013, 2024. <https://doi.org/10.1061/jswbay.sweng-545>

WINSTON, R. J. *et al.* Certifying the Landscape Community in Rain Garden Installation: The North Carolina Experience. In: **Low Impact Development 2010: Redefining Water in the City**. 2010. p. 568-578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.081>

WOODS BALLARD *et al.* **The SUDS manual**. CIRIA: London, UK, 2015.. Disponível em: <https://www.ciria.org/ItemDetail?iProductCode=C753&Category=BOOK&WebsiteKey=3f18c87a-d62b-4eca-8ef4-9b09309c1c91>. Acesso em: 10 de agosto de 2023

YAN, C. *et al.* An in-situ measurement and assessment of evaporative cooling effects of low impact development facilities in a subtropical city. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 332, p. 109363, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109363>.

YANG, J. *et al.* Removal effect of pollutants from stormwater runoff in shallow bioretention system with gramineous plants. **Water Science & Technology**, v. 89, n. 8, p. 1946-1960, 2024. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.111>.

YANG, N. *et al.* Prioritizing the soil and filler layers of a bioretention system by considering multiple hydrological effects. **Journal of Hydrology**, v. 603, p. 127008, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127008>

YANG, W. *et al.* Effects of waterlogging with different water resources on plant growth and tolerance capacity of four herbaceous flowers in a bioretention basin. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1619, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12061619>

ZANELLA, M. E.; OLÍMPIO, J. L. S. Impactos pluviais, risco e vulnerabilidade em Fortaleza-CE. **Riscos Climáticos: Vulnerabilidades e resiliência associados**, p. 115-136, 2014.

ZANELLA, M. E.; SALES, M. C. L.; ABREU, N. J. A. Análise das precipitações diárias intensas e impactos gerados em Fortaleza, CE. **GEOUSP Espaço e Tempo** (Online), v. 13, n. 1, p. 53-68, 2009.

ZHANG, B.; LI, J.; LI, Y. Simulation and optimization of rain gardens via DRAINMOD model and response surface methodology. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 20, n. 3, p. 413-423, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.03.002>.

ZHANG, L. *et al.* Design and performance simulation of road bioretention media for sponge cities. **Journal of Performance of Constructed Facilities**, v. 32, n. 5, p. 04018061, 2018. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)cf.1943-5509.0001209](https://doi.org/10.1061/(asce)cf.1943-5509.0001209)

ZHANG, L. *et al.* Flood mitigation function of rain gardens for management of urban storm runoff in Japan. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 16, p. 223-232, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11355-020-00409-8>

ZHANG, L. *et al.* Rainwater storage/infiltration function of rain gardens for management of urban storm runoff in Japan. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 15, p. 421-435, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11355-019-00391-w>

ZHANG, L.; YE, Z.; SHIBATA, S. Assessment of rain garden effects for the management of urban storm runoff in Japan. **Sustainability**, v. 12, n. 23, p. 9982, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12239982>

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

ZHOU, Z.; GUO, Q. Drainage alternatives for rain gardens on subsoil of low permeability: Balance among ponding time, soil moisture, and runoff reduction. **Journal of Sustainable Water in the Built Environment**, v. 8, n. 3, p. 05022002, 2022. <https://doi.org/10.1061/jswbay.0000988>

APÊNDICE A - Descritivo dos serviços realizados de acordo com o cronograma de implementação do experimento.

INÍCIO/ FIM	SERVIÇO	DESCRIÇÃO	IMAGEM
09/02 - 13/03	ESCAVAÇÃO MANUAL	Demarcação da área escavada de (2,60 x 1,63 m). Retirada de aproximadamente 6 m ³ de solo.	
13/03- 13/03	CAMADA AREIA E PIEZOMETRO	Distribuição de uma camada de 5 cm de areia média e colocação de tubo PVC (d=50mm) como piezômetro, perfurado (até 60 cm de baixo para cima) revestido por manta geotêxtil RT 10.	

13/03-14/03	CAMADA BRITA	Distribuição de uma camada de 43 cm de brita tipo 2.	
14/03-14/03	MANTA GEOTÊXTIL	Aplicação da manta geotêxtil RT 10.	
14/03-14/03	CAMADA SOLO	Distribuição de uma camada de 45 cm de solo local.	

29/04– 03/04	ALVENARIA E REBOCO	Execução de alvenaria em tijolo cerâmico e aplicação de argamassa para reboco interno e externo.	
11/04	CAMA DE BRITA	Distribuição de Pedras na entrada para evitar a erosão ocasionada pelo fluxo de entrada.	

11/04– 05/05	PLANTIO DA VEGETAÇÃO	Plantio de mudas da vegetação selecionada no jardim de chuva e jardins convencionais laterais controles. Espada de São Jorge (<i>Sansevieria trifasciata</i>), Petúnia-mexicana (<i>Ruellia simplex</i>), Dracena-malaia e (<i>Dracaena reflexa</i>), dia 11/04/2023 e Clorofito (<i>Chloropytum comosum</i>) dia 05/05/2023.	
04/08	Injeção semi-direta	Adotou-se a técnica de injeção semi-direta, conforme previamente realizada por Macedo <i>et al.</i> (2017). Essa técnica envolve a criação de perfurações na camada de solo aparente até atingir a camada de brita, seguida pelo preenchimento dessas perfurações com uma mistura de brita e areia. Neste estudo específico, a proporção da mistura utilizada consistiu em 75% de brita e 25% de areia e o diâmetro das perfurações 10 cm. Foi escolhida uma configuração em forma de colmeia, na qual as linhas de perfuração são deslocadas lateralmente, garantindo que o escoamento atinja um número maior de cavidades.	

Fonte: Autora (2024)

APÊNDICE B – Tabela de caracterização dos parâmetros dos eventos monitorados

Caracterização dos 50 eventos analisados segundo magnitude de precipitação (P_{TOTAL}), volume de entrada (V_E), volume extravasado (V_{EXT}), volume infiltrado (V_I), intensidade máxima e media de precipitação (I_{MAX} e I_{MED}), período de retorno (T_R), duração do evento (t_{evento}), duração da precipitação (t), coeficiente de escoamento (C), altura máxima (h_{MAX}) camada superficial (s) e subsuperficial (ss), capacidade de utilização (U) superficial (s) e subsuperficial (ss), Volume de armazenamento máximo ($V_{ARM,MAX}$) superficial (s) e subsuperficial (ss), período seco antecedente (PSA), índice de período antecedente (API_{30}), tempo de inundação ($t_{inund.}$) superficial (s) e subsuperficial (ss), velocidade básica de infiltração (VIB) superficial (s) e subsuperficial (ss), eficiência de redução de escoamento para as alturas de charco de 15 cm, 25 cm, 35 cm e 45 cm (Eff_{45} , Eff_{35} , Eff_{25} e Eff_{15} , respectivamente).

Evento		P _{TOTAL} (mm)	V _E (m³)	V _{EXT} (m³)	V _I (m³)	I _{MAX} mm/h	I _{MED} mm/h	T _R (anos)	t _{evento} (min.)	t (min.)	C	h _{MAX}		U		V _{arm,max.}		PSA (dias)	API ₃₀	t _{inund.}		VIB		EFF ₄₅	EFF ₃₅	EFF ₂₅	EFF ₁₅
												s (cm)	ss (cm)	s (m³)	ss (m³)	s (min.)	ss (min.)			s (mm/h)	ss (mm/h.)						
1	1-jan	14.20	1.26	0.00	1.26	34.40	1.24	0.00	820	685	0.18	4.50	35.99	10%	35%	0.19	0.71	5	2.83	375	755	67.50	41.93	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
2	4-jan	3.00	0.26	0.00	0.26	54.40	12.00	0.00	45	15	0.17	3.71	0.00	8%	0%	0.16	0.00	2	7.79	45	0	58.67		100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
3	10-fev ¹	105.90	8.52			221.00	20.50	20.79	1110	310	0.16	30.68	80.96	68%	79%	1.30	1.60	27	0.11	390	1110	67.61	70.80				
4	11-fev ²	114.02	25.92									30.68	75.59	68%	74%	1.30	1.50	0	106.70	680	715	87.13	79.67				
5	19-fev ²	47.60	7.44									45.00	104.84	100%	103%	1.91	2.08	4	12.56	230	625	212.82	116.40				
6	26-fev	19.60	4.05	0.00	4.05	96.80	16.80	0.01	925	70	0.41	28.12	81.72	62%	80%	1.19	1.62	0	9.42	225	900	161.03	74.86	100.0%	100.0%	91.1%	65.1%
7	27-fev	30.00	8.62	0.00	8.62	86.60	9.00	0.02	1310	200	0.57	38.98	95.80	87%	94%	1.65	1.90	0	43.92	440	1255	146.87	101.73	100.0%	97.8%	92.3%	82.8%
8	3-mar	4.00	0.35	0.00	0.35	80.60	4.36	0.00	55	55	0.18	2.55	0.00	6%	0%	0.11	0.00	3	20.26	10	0	147.00		100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
9	4-mar	19.00	2.97	0.08	2.88	102.80	20.73	0.01	650	55	0.31	45.00	77.00	100%	75%	1.91	1.52	0	21.67	135	555	234.78	112.75	97.4%	83.1%	68.9%	54.6%
10	5-mar	9.80	1.83	0.00	1.83	167.00	23.52	0.00	615	25	0.37	25.00	45.00	56%	44%	1.06	0.89	0	36.75	105	475	180.78	79.75	100.0%	100.0%	98.6%	75.4%
11	7-mar	86.80	13.57	1.33	12.01	117.60	12.55	5.01	2405	415	0.31	45.00	100.00	100%	98%	1.91	1.98	0	39.69	965	2355	192.86	101.41	90.2%	77.0%	61.8%	42.4%
12	9-mar	2.20	0.41	0.00	0.41	42.40	13.20	0.00	10	10	0.37	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	0	79.95	0	0			100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
13	10-mar	14.80	3.06	0.14	2.89	87.20	12.69	0.00	675	70	0.41	45.00	74.00	100%	73%	1.91	1.47	0	55.62	215	585	186.21	99.34	95.4%	81.6%	66.3%	50.9%
14	12-mar	25.20	4.70	0.76	3.80	195.20	25.20	0.06	355	60	0.37	45.00	86.44	100%	85%	1.91	1.71	1	39.81	265	190	186.21	103.86	83.8%	82.3%	72.0%	54.0%
15	13-mar	13.57	1.57	0.00	1.57	82.80	12.53	0.00	835	65	0.23	15.48	42.44	34%	42%	0.66	0.84	0	57.69	125	475	132.60	77.16	100.0%	100.0%	100.0%	98.7%
16	14-mar	107.00	17.81	1.13	16.48	103.80	9.37	11.13	4070	685	0.33	45.00	106.65	100%	105%	1.91	2.11	0	41.39	1325	3150	117.39	92.18	93.7%	92.2%	87.5%	80.7%
17	16-mar	28.60	4.47	0.00	4.47	63.30	12.71	0.03	2350	135	0.31	40.00	101.73	89%	100%	1.70	2.01	0	80.71	825	2075	185.95	91.78	100.0%	95.0%	85.5%	67.8%
18	18-mar	2.20	0.22	0.00	0.22	77.40	5.28	0.00	75	25	0.20	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	0	86.07	0	0			100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
19	19-mar	40.60	7.54	0.22	7.28	68.20	12.49	0.14	950	195	0.37	45.00	102.30	100%	100%	1.91	2.03	0	61.16	425	885	180.00	116.95	97.1%	88.3%	74.9%	61.5%
20	23-mar	7.40	1.38	0.00	1.38	44.40	3.70	0.00	800	120	0.37	6.87	25.90	15%	25%	0.29	0.51	2	43.59	80	550	206.10	68.14	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
21	25-mar	50.40	7.88	0.80	6.94	74.80	13.75	0.41	2055	220	0.31	45.00	100.80	100%	99%	1.91	2.00	0	39.98	695	1835	287.72	111.51	89.9%	85.3%	72.3%	56.1%
22	27-mar	21.80	3.40	0.00	3.40	26.00	4.43	0.00	770	295	0.31	18.70	73.80	42%	72%	0.79	1.46	0	59.67	330	705	161.03	98.36	100.0%	100.0%	100.0%	94.3%
23	29-mar	21.00	3.92	0.00	3.92	77.80	4.85	0.00	1225	260	0.37	13.51	62.76	30%	62%	0.57	1.24	1	47.84	255	940	201.75	95.54	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
24	2-abr	26.00	4.85	0.38	4.40	129.40	19.50	0.04	690	80	0.37	45.00	89.46	100%	88%	1.91	1.77	2	34.72	145	620	225.00	99.40	92.2%	81.8%	71.4%	61.0%
25	4-abr	16.40	3.06	0.00	3.06	65.40	8.20	0.00	870	120	0.37	31.72	61.63	70%	60%	1.34	1.22	0	42.14	150	610	152.30	83.09	100.0%	100.0%	85.0%	62.7%
26	6-abr	15.00	2.80	0.00	2.80	94.40	20.00	0.01	1285	45	0.37	22.89	58.55	51%	57%	0.97	1.16	1	37.71	165	715	248.95	78.94	100.0%	100.0%	100.0%	79.6%
27	8-abr	2.60	0.23	0.00	0.23	26.40	7.80	0.00	30	20	0.18	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	0	33.87	0	0			100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
28	10-abr	14.20	2.93	0.00	2.93	39.40	18.93	0.00	1285	45	0.41	21.74	64.65	48%	63%	0.92	1.28	0	26.85	125	570	186.26	88.14	100.0%	100.0%	100.0%	87.1%
29	12-abr	2.00	0.14	0.00	0.14	33.60	8.00	0.00	30	15	0.14	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	0	28.44	0	0			100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
30	13-abr	4.20	0.37	0.00	0.37	42.40	16.80	0.00	40	15	0.18	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	0	25.70	0	0			100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
31	14-abr	14.40	2.69	0.00	2.69	88.00	11.52	0.00	685	75	0.37	20.76	68.60	46%	67%	0.88	1.36	0	26.12	150	595	178.03	96.84	100.0%	100.0%	100.0%	97.5%
32	15-abr	7.40	1.15	0.00	1.15	90.00	9.87	0.00	825	45	0.31	9.00	28.49	20%	28%	0.38	0.56	0	34.78	90	630	135.00	59.96	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
33	16-abr	17.00	3.86	0.00	3.86	107.60	10.74	0.00	1045	95	0.45	33.81	69.87	75%	69%	1.43	1.38	0	31.98	205	930	169.05	90.15	100.0%	100.0%	82.6%	62.8%
34	17-abr	3.40	0.53	0.00	0.53	33.20	4.53	0.00	350	45	0.31	2.39	20.75	5%	20%	0.10	0.41	0	40.46	30	235	95.6	73.27	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
35	19-abr	4.80	0.42	0.00	0.42	28.80	4.11	0.00	360	70	0.18	0.00	14.65	0%	14%	0.00	0.29	0	25.44	0	210		58.60	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
36	20-abr	13.80	2.57	0.00	2.57	79.40	5.71	0.00	830	145	0.37	19.75	48.07	44%	47%	0.84	0.95	0	25.67	160	775	182.31	83.60	100.0%	100.0%	100.0%	90.7%
37	22-abr	2.20	0.34	0.00	0.34	48.00	8.80	0.00	40	15	0.31	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	1	24.64	0	0			100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
38	26-abr	70.60	11.04	0.00	11.04	140.00	7.30	1.15	3155	580	0.31	40.76	92.28	91%	90%	1.73	1.83	3	13.66	685	2535	287.72	72.06	100.0%	97.5%	92.4%	83.0%
39	28-abr	11.60	2.51	0.00	2.51	56.20	12.65	0.00	645	55	0.43	32.80	62.68	73%	61%	1.39	1.24	0	61.96	130	555	231.53	85.84	100.0%	100.0%	81.3%	58.4%
40	30-abr	28.00	5.22	0.00	5.22	129.40	8.40	0.02	990	200	0.37	32.30	93.39	72%	92%	1.37	1.85	0	36.96	395	810	117.65	103.75	100.0%	100.0%	93.2%	77.1%
41	1-mai	4.60	0.72	0.00	0.72	42.80	6.90	0.00	390	40	0.31	5.21	26.42	12%	26%	0.22	0.52	0	56.79	30	310	125.04	72.02	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
42	3-mai	8.40	1.57	0.00	1.57	65.80	10.08	0.00	585	50	0.37	11.17	46.36	25%	45%	0.47	0.92	0	34.25	95	465	161.83	76.19	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%
43	6-mai	3.60	0.56	0.00	0.56	38.80	5.40	0.00	100	40	0.31	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	2	23.61	0	0			100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

44	11-mai	2.80	0.44	0.00	0.44	70.60	6.72	0.00	80	25	0.31	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	4	14.16	0	0		100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
45	12-mai	135.80	21.23	10.08	9.34	108.60	19.17	65.18	2335	425	0.31	45.00	119.00	100%	117%	1.91	2.36	0	15.89	650	1670	200.00	106.80	52.5%	48.3%	44.9%	38.9%
46	15-mai	6.00	0.91	0.00	0.91	45.80	6.55	0.00	390	55	0.30	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	1	70.18	0	0		100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
47	20-mai	3.40	0.51	0.00	0.51	52.40	10.20	0.00	230	20	0.30	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	0	29.14	0	0		100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
48	23-mai	3.80	0.69	0.00	0.69	39.40	4.56	0.00	270	50	0.36	0.00	0.00	0%	0%	0.00	0.00	1	22.48	0	0		100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	
49	28- mai (1)	44.80	2.92	0.00	2.92	115.20	24.44	0.54	660	110	0.13	36.20	84.06	80%	82%	1.53	1.66	2	14.87	190	620	151.78	74.20	100.0%	98.3%	83.7%	69.2%
50	28 – mai (2)	128.60	20.10	0.72	19.25	81.80	9.77	28.94	3040	790	0.31	45.00	75.00	100%	74%	1.91	1.49	2	14.87	1425	2800	121.91	91.07	96.4%	91.2%	82.7%	71.9%
	Média	27.68	4.29	0.34	3.18	79.11	11.20	2.78	902.92	150.83	0.32	21.49	51.95	47.75%	50.93%	0.91	1.03	1.26	38.09	259.20	715.80	172.30	87.51	97.6%	95.7%	91.4%	83.7%
	Média ponderada	67.23	10.93	1.40	5.79	94.99	11.59	10.60	1525.84	262.76	0.28	35.18	85.45	78.18%	83.77%	1.49	1.69	2.90	38.27	540.09	1346.45	157.37	89.08	73.6%	70.4%	64.5%	55.7%
	Desvio padrão	33.02	5.58	1.53	3.60	43.38	5.83	10.21	867.26	172.34	0.09	17.77	38.99	39.50%	38.23%	0.75	0.77	4.04	22.43	292.99	721.42	53.93	17.53	7.8%	9.8%	13.5%	19.6%

¹ Parte do volume de água da superfície do jardim foi perdida no sistema de drenagem convencional antes de atingir uma altura de lagoa de 45 cm devido a problemas técnicos.

² Dados de eventos pluviométricos removidos do banco de dados da FUNCEME (Estação 35319) devido a problemas técnicos.

 Não foi possível avaliar...